

ANTÓNIO PEDRO DE NOBRE CARMONA RODRIGUES

**MODELAÇÃO MATEMÁTICA DA QUALIDADE DA ÁGUA EM
ALBUFEIRAS**

Dissertação apresentada para obtenção do
Grau de Doutor em Engenharia do Ambiente,
pela Universidade Nova de Lisboa,
Faculdade de Ciências e Tecnologia.

LISBOA

1992

A meu Pai,
in memoriam.

"A inatingibilidade do absoluto conduz à
experiência, na variedade, do relativo."

Floriano de Carvalho

AGRADECIMENTOS

Ao concluir o presente trabalho recorro com apreço um grande conjunto de pessoas e entidades que de uma forma directa ou indirecta contribuíram para a sua elaboração, e em relação às quais é da mais elementar justiça expressar o meu profundo agradecimento. Em primeiro lugar, gostaria de agradecer aos amigos e colegas que, de uma forma desinteressada, sempre incentivaram o meu trabalho, devendo destacar os membros do Departamento de Ciências e Engenharias do Ambiente da Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa, que permitiram a dispensa do serviço docente durante um ano.

A título individual, agradeço em primeiro lugar ao Professor Armando Lencastre, orientador científico da dissertação, que acompanhou o meu trabalho de uma forma empenhada, inculcando sempre o espírito de objectividade e clareza necessário a qualquer trabalho académico. Para além disso, o Professor Lencastre sempre me soube dar ao longo dos anos uma perspectiva a um tempo ampla, profunda e crítica sobre os problemas da engenharia ambiental.

Ao Professor Gerald T. Orlob, da Universidade da Califórnia, em Davis, consultor do Projecto Nato-Po-Rivers, devo um agradecimento muito especial pela forma inextinguível como me apoiou, proporcionando-me os mais actuais conhecimentos sobre a matéria, e estabelecendo um diálogo permanente, crítico e construtivo.

Ao Professor António Sousa da Câmara, responsável pela minha "entrada" nos problemas de modelação da qualidade da água, agradeço a forma amigável com que sempre me apoiou e incentivou, bem como o permanente diálogo crítico e lúcido de inovação e investigação.

Ao Professor Joaquim Poças Martins, Director do Projecto Nato-Po-Rivers, agradeço o excelente apoio permanente relativo ao desenvolvimento dos trabalhos do Projecto.

Ao Andrew Bale, da Universidade da Califórnia, em Davis, devo um agradecimento muito especial pela forma amigável como disponibilizou o seu programa de representação gráfica.

À Electricidade de Portugal, e em particular ao Eng.^o Manuel Lourenço Gil, do Laboratório de Meio Ambiente da EDP, agradeço a amabilidade do fornecimento de dados relativos às albufeiras de Vilar e do Torrão, e a troca de impressões muito construtiva relativa a alguns problemas de qualidade da água em albufeiras portuguesas.

Ao Instituto Nacional de Meteorologia e Geofísica agradeço o fornecimento de dados das estações meteorológicas.

Para a Hidroprojecto devo também uma palavra de profundo agradecimento pelo apoio sempre prestado, tanto na utilização de equipamento informático, como pela extensa pesquisa bibliográfica proporcionada, e ainda pelos serviços de reprografia disponibilizados.

À empresa SEIA, e em especial ao Eng.^o Manuel Pinheiro, quero agradecer o apoio prestado na impressão das figuras a cores.

Devo também uma palavra de agradecimento ao Projecto de Gestão Integrada dos Recursos Hídricos do Tejo, PGIRH/T, em especial à Eng.^a Margarida Cardoso da Silva e à Eng.^a Felisbina Lopes Quadrado, pelo apoio prestado na digitalização de algumas figuras.

Ao Manuel Quaresma e ao Jorge Imaginário quero igualmente expressar os meus sinceros agradecimentos pela colaboração incondicional que sempre me deram em termos informáticos.

À Fundação Calouste Gulbenkian, e à Fundação Luso-Americana para o Desenvolvimento, agradeço as participações para deslocações do autor ao estrangeiro.

Por último, não quero deixar de agradecer à minha família o grande apoio e a enorme compreensão que tiveram para comigo, suportando grandes sacrifícios durante um período de tempo mais longo que o que havia sido inicialmente previsto.

MODELAÇÃO MATEMÁTICA DA QUALIDADE DA ÁGUA EM ALBUFEIRAS

Dissertação para Doutoramento, ANTÓNIO CARMONA RODRIGUES, 1992

SUMÁRIO

Nas últimas décadas os problemas ambientais tornaram-se numa das principais preocupações nacionais, à medida que os efeitos da poluição da água começaram gradualmente a afectar a qualidade dos recursos hídricos. Os modelos matemáticos têm-se naturalmente tornado ferramentas úteis e necessárias para a problemática da qualidade da água, tanto no planeamento como na sua gestão.

A seguir aos estuários, que têm sido mais sujeitos às pressões resultantes de um rápido desenvolvimento demográfico e industrial, os rios e as albufeiras têm constituído ultimamente o centro das preocupações dos estudos ambientais. Os trabalhos realizados em Portugal até à data sobre qualidade da água em albufeiras têm-se focado essencialmente na caracterização da qualidade da água destes sistemas. Uma abordagem dinâmica, baseada em modelos matemáticos, encontra-se actualmente em franco desenvolvimento, visando a gestão integrada de sistemas existentes, e o planeamento apoiado de sistemas futuros.

O Projecto Nato-Po-Rivers veio permitir a aplicação de modelos matemáticos em algumas das albufeiras do Norte de Portugal, visando a integração de tais modelos, bem como de outras ferramentas, num sistema de recursos hídricos que possa disponibilizar toda a informação necessária para a gestão da qualidade da água, e sirva também como um meio de tomada de decisão.

No presente trabalho, começou-se por fazer uma descrição dos fenómenos e problemas que estão normalmente associados à qualidade da água em albufeiras, e em especial nas albufeiras localizadas em climas temperados, como em Portugal. Foi particularmente focada a formação da estratificação térmica, e analisada a sua importância no regime sazonal da qualidade da água das albufeiras.

Seguidamente, fez-se uma revisão de literatura aprofundada sobre modelos matemáticos de qualidade da água em albufeiras. Tentou fazer-se uma retrospectiva dos vários modelos que foram desenvolvidos ou aplicados ao longo dos anos, desde os modelos simples de simulação do comportamento

térmico, até aos modelos mais recentes de simulação multidimensional que contemplam diversos parâmetros de qualidade da água.

A par da revisão bibliográfica efectuada, tentou definir-se os contornos do "estado actual de conhecimentos" e do "estado actual de aplicações" relativos à modelação matemática da qualidade da água em albufeiras. No seguimento desta análise, foi possível constatar e realçar o interesse da aplicação de tais modelos, e em particular no caso concreto das albufeiras portuguesas.

Para ilustrar a utilidade da aplicação de modelos matemáticos ao estudo da qualidade da água em albufeiras, foram seleccionados quatro casos respeitantes a aproveitamentos situados na região Norte, cada um dos quais com problemas específicos: Bemposta, Vilar, Torrão, e Crestuma/Lever. Para as três primeiras foi aplicado um modelo unidimensional de camadas, e para a albufeira de Crestuma/Lever foi usado um modelo bidimensional verticalmente homogéneo.

Antes da apresentação dos estudos efectuados para cada albufeira, foi feita a descrição dos modelos utilizados. O modelo unidimensional é o WQRRS (Water Quality for River-Reservoir Systems), que é um modelo dinâmico que tem grande aplicação em albufeiras com uma estratificação térmica bem definida. O modelo bidimensional baseia-se num conhecido modelo de diferenças finitas para a simulação da circulação e da dispersão de poluentes, a que se adaptou uma sub-rotina de trocas de calor na interface ar-água.

A barragem de Bemposta situa-se no Douro internacional, e a albufeira é profunda e bem estratificada no Verão, sendo o tempo de residência médio de apenas um dia. O principal problema desta albufeira é a ocorrência de teores muito baixos de oxigénio dissolvido no hipolímnio durante o período de estratificação. As tomadas de água do circuito hidráulico estão sempre abaixo da termoclina, pelo que a água lançada para jusante não contém praticamente oxigénio dissolvido durante aquele período. Problema idêntico ocorre com as albufeiras situadas a montante e a jusante, causando uma quantidade importante de peixes mortos.

Face às características da albufeira de Bemposta, utilizou-se o modelo WQRRS. Apesar da quantidade de dados disponíveis ser relativamente modesta, a calibração feita para o ano de 1985 permitiu obter bons resultados. Como forma de estudar uma solução que pudesse melhorar a

situação existente, utilizou-se a opção de tomada de água selectiva, que permitiu constatar a melhoria de qualidade da água lançada para jusante, em termos de oxigénio dissolvido, que poderia ser obtida em tal caso sem prejuízo do regime de exploração.

A albufeira de Vilar, no rio Távora, possui um tempo de residência médio de cerca de um ano, e apresenta um estado de eutrofização crescente face à intensificação da afluência de nutrientes verificada nos últimos anos. Face às características da albufeira, utilizou-se também o modelo WQRRS. Apesar da quantidade de dados existentes não ser grande, a calibração realizada permitiu obter resultados bastante aceitáveis.

A albufeira do Torrão, no rio Tâmega, é relativamente recente, e tem um tempo de residência médio de quinze dias. O problema surgiu logo após a primeira estação quente, quando foram detectados elevados teores de ferro no sistema de abastecimento de água a Marco de Canaveses. Face às características do sistema, utilizou-se também neste caso o modelo WQRRS. Apesar de o conjunto de dados não ser muito bom, em particular em termos de dados meteorológicos, a calibração realizada permitiu obter resultados bastante aceitáveis.

A albufeira de Crestuma/Lever constitui o aproveitamento mais a jusante do rio Douro, e aí se localizam importantes captações de água para abastecimento público. Com um comportamento típico de fio-de-água, a albufeira apresenta profundidades bastante pequenas, com uma estratificação quase imperceptível na época mais quente.

Para o estudo das descargas térmicas da central térmica situada na margem direita da albufeira, utilizou-se um modelo bidimensional, verticalmente homogéneo, de diferenças finitas. Neste caso dispunha-se de um conjunto de dados excepcionalmente bom, o que permitiu uma fina calibração do modelo.

Em resultado da aplicação dos modelos referidos aos casos estudados, ressaltam desde logo duas grandes conclusões. A primeira prende-se com a importância de tais modelos para o planeamento, exploração e gestão de aproveitamentos hidráulicos deste tipo. A segunda, diz respeito à importância da obtenção de um adequado conjunto de dados hidrológicos, meteorológicos e de qualidade da água, por forma a satisfazer as necessidades de modelação da qualidade da água.

Por fim, é feita uma abordagem introdutória e uma breve descrição de diversos métodos de melhoria da qualidade da água em albufeiras. Em

alguns dos casos tentou-se fazer uma avaliação orçamental simples que tais processos implicam.

RESERVOIR WATER QUALITY MATHEMATICAL MODELLING

Ph. D. Thesis, ANTÓNIO CARMONA RODRIGUES, 1992

ABSTRACT

In the last two decades environmental problems have become a major concern in Portugal as the effects of water pollution have gradually impaired the quality of water resources. Mathematical models have naturally become useful and necessary tools for water quality assessment, both for planning and management.

In addition to estuaries, which have been most impacted by population growth, streams and reservoirs are now the focus of environmental studies in Portugal. The water quality studies carried out in the past have essentially focused on reservoir water quality characterization. A dynamic approach, supported by mathematical models, is now under a fast development in Portugal, aiming the integrated management of existing reservoirs, and the supported planning of new ones.

The Nato-Po-Rivers project allowed the application of mathematical models in some reservoirs in Northern Portugal, aiming the integration of such models with other system tools into a water resources systems shell that may provide all the essential data and information for water quality management, and may as well serve as a medium for decision making.

This work starts with a description of the phenomena and the problems that are usually associated with the reservoir water quality, and especially in the reservoirs located in temperate climates, as in Portugal. The formation of the thermal stratification was focused in particular, and its importance in the seasonal reservoir water quality regime was analysed.

After that, a comprehensive bibliographic review about reservoir water quality models was carried out. It was tried to make a retrospective of the various models that have been developed or applied along the years, since the simple ones of the thermal simulation of a reservoir, to the most recent ones of multidimensional simulation that incorporate several water quality constituents.

Along with the bibliographic review, there was the attempt of defining the actual "state-of-knowledges" and the "state-of-applications" regarding reservoir water quality modelling. This analysis suggest that the use of mathematical models for reservoir water quality planning and management are adequate and useful tools, and particularly for the portuguese reservoirs.

To illustrate the usefulness of the application of mathematical models in reservoir water quality studies, four cases in northern Portugal were selected, each one with specific problems: Bemposta, Vilar, Torrão, and Crestuma/Lever. A one-dimensional layer model was applied to the first three ones, while a depth-averaged bi-dimensional model was applied to the Crestuma/Lever reservoir.

Before the presentation of the case studies, a general description of the models was performed. The one-dimensional model is the WQRRS (Water Quality for River-Reservoir Systems), which is a dynamic model that has a large application in reservoirs with a well-defined thermal stratification. The bi-dimensional model is based on a well-known finite difference model for the simulation of the circulation and the dispersion of pollutants, into which a surface heat exchange subroutine was adapted.

Bemposta reservoir is located at the international part of the Douro river, between two other reservoirs dedicated primarily to hydropower. Constructed in 1964, it is a deep, well-stratified reservoir. The flow regime is of the run-of-the-river type, being the mean annual residence time just 1 day.

The main problem of this reservoir is the occurrence of very low oxygen contents in the hypolimnion during the stratification period that may last between May and September. The water intake for the power circuit is always below the thermocline, and so the outflow has practicaly no oxygen during that period. The same problem occurs with both reservoirs upstream and downstream, causing important fish kills.

The characteristics of the reservoir suggested the use of the WQRRS model. Although the amount of data was relatively little, the calibration phase for the year 1985 allowed some good results. After calibration, the model was used with the selective withdrawal option, for a possible configuration of water intake at different levels. Without changing the flow regime, better results were obtained, in terms of the outflow dissolved oxygen.

Vilar reservoir is located on Távora river, a tributary of Douro river. Constructed in 1965, its main purpose is hydropower, and the average

residence time is in this case about one year (376 days). After 1985, a high concentration of hydrogen sulphide started to be noticed during the dry season, causing some problems even at the power house. The origin of this problem is related to a growing nutrient inflow to the reservoir, due to an intense agriculture practice, and the use of large quantities of fertilizers, causing eutrophication. The characteristics of the reservoir suggested that the WQRRS model would be well adequate. Although the amount of data is also relatively little, the calibration proved to be acceptable.

Torrão reservoir is located on Tâmega river, tributary of the Douro river. Constructed in 1987, its main purpose is hydropower, and the average residence time is two weeks. The problem came just after the first dry season, when high iron contents were detected in the water supply system of a local municipality, whose water intake is formed by drains placed under the river bottom. The geologic characteristics of the soils now covered by the reservoir, and the anoxic conditions that occur in the hypolimnion during the stratification period, allow the reduction of Fe^{3+} to Fe^{2+} . The characteristics of the reservoir suggested that the WQRRS model would be well adequate. Although the amount of data is also relatively little, especially the meteorological ones, the calibration led to acceptable results.

Crestuma is the most downstream reservoir of Douro river, and in this reservoir are located the main water intakes for the city of Porto and the surrounding urban areas. Constructed in 1985, it is a run-of-the-river type hydropower reservoir, with relatively low water depths, and a very little thermal stratification during the summer period.

In this reservoir there is a thermal power plant which is going to be replaced by a new one, with more power capacity. In this case the densimetric Froude number of 0.85 indicates a well-mixed reservoir, for which a one-dimensional approach is no longer adequate. A two-dimensional, depth average, finite difference model was used to simulate the thermal discharges from the power plant. The existing plant allowed to obtain a very good set of field data that lead to a fair calibration.

Two main conclusions may be drawn from the application of the referred models to the studied cases. First, the use of such models has proved to be an important tool for the planning, operation and management of reservoirs. Second, it was pointed out the importance of the existence of an adequate set of hydrologic, meteorological and water quality data, in order to guarantee a satisfactory water quality modelling.

Finally, an introductory approach and a brief description of several methods for the improvement of the water quality in reservoirs is presented. In some of these cases, a tentative simple budget evaluation is carried out.

SIMBOLOGIA E NOTAÇÕES

- a_z - área horizontal à profundidade z
- a, b - coeficientes
- A, B, C - constantes empíricas
 - A - advecção
 - concentração de fósforo em algas
- A_H, A_V - viscosidade turbulenta horizontal e vertical
- A_1 - máximo coeficiente de difusão efectiva
- A_2, A_3 - constantes empíricas
- B - bentos
- B^* - bentos por unidade de superfície de fundo
- BLAM - benefício líquido anual médio
 - c - calor específico
 - proporção de carbono
- C - nebulosidade
 - coeficiente de rugosidade de Chézy
- C_j - concentração de qualquer constituinte
- CBO - carência bioquímica de oxigénio
- CSTR - "continuously stirred tank reactor"
- d - profundidade
- d_a, d_s - coeficientes de atenuação da radiação
- D - difusão
 - dia do ano
- D_c - coeficiente de difusão efectiva
- DP - programação dinâmica
- DET - concentração de detritos
- e - tensão de vapor
- E - evaporação
 - estabilidade da coluna de água
- E_p - energia potencial
- E_z - coeficiente de difusão
- ET - equação do tempo
- f - parâmetro de Coriolis
- F - nekton
- FEM - método de elementos finitos
- Fr - Número de Froude densimétrico
- g - aceleração da gravidade
- g_e, g_h - coeficientes de sedimentação

- h - profundidade
- ângulo horário local do Sol
- h_i - quantidade de calor do elemento i
- H - profundidade da albufeira
- i, j, k - índices
- I_p - abastecimento volúmico de fósforo
- I_0 - radiação solar
- k - coeficiente empírico
- constante da albufeira.
- K_b - coeficiente de actividade do biota
- K_e - coeficiente para a troca de calor na superfície
- K_H, K_V - difusividade térmica horizontal e vertical
- k_{th} - coeficiente de transporte vertical na termoclina
- K - coeficiente de difusão
- K_p - concentração de fósforo solúvel em relação à qual a taxa de crescimento específico se reduz a metade do máximo
- K_1 - coeficiente da carência bioquímica de oxigénio
- K_2 - coeficiente de rearejamento
- K_4 - coeficiente da carência bentónica de oxigénio
- l - comprimento
- L - calor latente de vaporização
- carência bioquímica de oxigénio última
- LP - programação linear
- m - massa de ar óptica
- coeficiente angular
- m_z, m_b, m_f - taxas de mortalidade do zooplankton, bentos e nekton
- M - massa de água
- MIT - Massachusetts Institute of Technology
- n - número de subdomínios
- proporção de azoto amoniacal
- N - constante
- N_1, N_2 - taxas de conversão do fósforo
- NH_3 - concentração de azoto amoniacal
- NmE - nível mínimo de exploração
- NMC - nível de máxima cheia
- NO_2 - concentração de nitritos
- NPA - nível de pleno armazenamento
- O, OD - concentração de oxigénio dissolvido
- (OS)* - acumulação de sedimentos orgânicos
- p - pressão atmosférica

- proporção de fósforo
- P - concentração de fitoplancton
- concentração de fósforo
- P, Q - componentes da pressão barotrófica e baroclínica
- P_e - taxa de produção
- P₁ e P₂ - taxas de energia das afluências de caudal e vento
- PP - concentração de fósforo particulado
- q - caudal por unidade de largura da albufeira
- Q - caudal
- Q_s - radiação solar de ondas curtas
- Q_{sz} - intensidade de radiação solar à profundidade z
- Q_n - energia útil transferida
- Q_{sn} - radiação solar útil que atinge a superfície da água
- Q_{at} - radiação atmosférica útil sob a forma de ondas longas
- Q_w - radiação sob a forma de ondas longas a partir da superfície da água
- Q_e - perda de energia devida à evaporação
- Q_c - fluxo energético convectivo
- Q₀ - radiação solar na camada exterior da atmosfera
- r - escoamento superficial
- coeficiente de correlação
- razão
- r_p, r_z, r_b, r_f - taxas de respiração do fitoplancton, zooplankton, bentos e nekton
- R - reflexibilidade
- resíduo
- Ri - número de Richardson
- s - fonte (ou perda)
- volume armazenado
- s_p, s_d - taxas de sedimentação do fitoplancton e dos detritos
- S - estabilidade da coluna de água
- área
- S₀ - duração possível da insolação
- SRP - concentração de fosfato solúvel
- ST - tempo padrão
- t - tempo
- t_b, t_e - ângulos horários
- T - temperatura
- T_m - escala de tempo de mistura
- u, v, w - componentes da velocidade segundo os eixos do x, y e z

- U, V - componentes do transporte volumétrico
- U - velocidade média
- U_2 - velocidade do vento à altura de 2 metros
- v - velocidade
- V - volume
 - energia potencial
- w - velocidade de advecção vertical
 - teor de água condensável na atmosfera
- W - velocidade do vento
 - largura efectiva da albufeira
- WES - Waterways Experiment Station
- WRE - Water Resources Engineers, Inc.
- x, y, z - coordenadas espaciais
- X, Y - coeficientes de tensão devida ao vento
- Y - distância vertical
- z - distância ao longo do eixo vertical
- Z - altitude
 - concentração de zooplankton
 - braço de momento
- α - altitude solar
 - coeficiente de expansão da água
- α_j, β_j - coeficientes empíricos, dependentes da temperatura
- $\alpha_1, \alpha_2, \alpha_3$ - equivalências estequiométricas
 - β - relação entre a radiação absorvida e a radiação afluenta útil
 - gradiente de densidade
- $\beta_1, \beta_2, \beta_3$ - coeficientes de decaimento
- δ - declinação do Sol
 - espessura
- Δ - operador de Laplace
- ε - coeficiente de mistura turbulenta efectiva
- E - emissividade
- ϕ - latitude do local
- γ - factor de oxidação estequiométrico para o crescimento de algas
- Γ - vector de fluxo rotacional horizontal
- η - coeficiente de extinção geral
- η_{ab} - eficiência digestiva do predador (a) e da presa (b)
- λ - taxa de decaimento (ou crescimento)
- Λ_k - fluxo superficial da energia cinética turbulenta

- Λ_S - taxa de produção da energia cinética turbulenta pela tensão no fundo
- Λ_T - taxa temporal de variação do aumento da energia cinética turbulenta
- Λ_L - taxa de perda de energia pela radiação de ondas internas no fluido
- Λ_D - taxa total de energia dissipada pela viscosidade
- μ_p - taxa de crescimento
- μ, λ - coeficientes
- μ_p, μ_z - taxas de crescimento do fitoplâncton e do zooplâncton, respectivamente
- μ_b, μ_f - taxas de crescimento do bentos e do nekton, respectivamente
- θ - temperatura
- $\dot{\theta}$ - derivada da temperatura em ordem ao tempo
- ρ - massa específica
- ρ_w - coeficiente hidráulico de escorrência
- σ - constante de Stefan-Boltzman
- σ_p - taxa de sedimentação
- τ_x^s, τ_y^s - componentes da força tangencial do vento
- τ_s, τ_b - tensões de arrastamento da superfície e do fundo
- ∇ - operador de gradiente horizontal
- Ω - parâmetro de Coriolis
- domínio de interesse
- ψ - taxa de libertação do azoto amoniacal
- ζ - nível da superfície livre

ÍNDICE DE MATÉRIAS

CAPÍTULO 1 - INTRODUÇÃO	1
1.1- ENQUADRAMENTO	1
1.2- OBJECTIVOS	3
1.3- ESTRUTURA DO TRABALHO.....	4
CAPÍTULO 2 - DESCRIÇÃO DO PROBLEMA.....	7
2.1- INTRODUÇÃO	7
2.2- CONSIDERAÇÕES GERAIS.....	9
2.3- TROCAS DE CALOR NA INTERFACE AR - ÁGUA	10
2.3.1- Introdução.....	10
2.3.2- Radiação solar útil que atinge a superfície da água	12
2.3.3- Radiação atmosférica útil sob a forma de ondas longas.....	16
2.3.4- Radiação sob a forma de ondas longas a partir da superfície da água	17
2.3.5- Perda de energia devida à evaporação.....	17
2.3.6- Calor transferido da massa de água para a atmosfera, por efeitos de turbulência	18
2.3.7- Cálculo da energia útil.....	19
2.3.8- Penetração do calor na coluna de água	20
2.4- ESTRATIFICAÇÃO TÉRMICA	22
2.5- HIDRODINÂMICA	24
2.6- GEOGRAFIA.....	25
2.7- GEOLOGIA	25
2.8- GESTÃO E EXPLORAÇÃO DAS ALBUFEIRAS	26
CAPÍTULO 3 - REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	29
3.1- DESCRIÇÃO SUMÁRIA.....	29
3.1.1- Introdução.....	29
3.1.2- Modelos unidimensionais de temperatura	30

3.1.3- Modelos unidimensionais de qualidade da água	31
3.1.4- Modelos bidimensionais de circulação	32
3.1.5- Modelos multicamadas de reservatórios de água.....	33
3.1.6- Modelos bidimensionais e tridimensionais de qualidade da água	34
3.1.7- Modelos de exploração de reservatórios e sistemas de reservatórios múltiplos	35
3.1.8- Modelos especiais	37
3.1.9- Conclusões e recomendações	37
3.2- MODELOS UNIDIMENSIONAIS DE TEMPERATURA	38
3.2.1- Resenha histórica	38
3.2.2- Formulação para a previsão de temperatura.....	39
3.2.3- Advecção local.....	42
3.2.4- Afluxo de radiação solar.....	43
3.2.5- Difusão efectiva	44
3.2.6- Técnica de solução	45
3.2.7- Comentários finais	49
3.3- MODELOS UNIDIMENSIONAIS DE QUALIDADE DA ÁGUA	49
3.3.1- Introdução ao problema de modelação da qualidade da água	49
3.3.2- Relações ecológicas - qualidade da água	51
3.3.3- Aplicabilidade dos modelos unidimensionais de qualidade da água	55
3.3.4- Técnica de solução	57
3.3.5- Técnica de solução alternativa.....	59
3.3.6- Modelo dinâmico unidimensional de albufeiras.....	61
3.4- MODELOS DE CIRCULAÇÃO A DUAS DIMENSÕES	64
3.4.1- Antecedentes e necessidade	64
3.4.2- Algumas considerações básicas	65
3.4.3- Modelos dinâmicos de uma única camada	66

3.4.4-	Modelos de circulação de uma única camada	69
3.4.5-	Modelos de elementos finitos de uma única camada	73
3.4.6-	Comentários finais	75
3.5-	MODELOS MULTICAMADAS DE RESERVATÓRIOS DE ÁGUA	76
3.5.1-	Introdução.....	76
3.5.2-	Modelos multicamadas do Tipo I.....	77
3.5.3-	Modelos bidimensionais de escoamentos estratificados	81
3.5.4-	Comentários finais	84
3.6-	MODELOS BIDIMENSIONAIS E TRIDIMENSIONAIS DE QUALIDADE DA ÁGUA	84
3.6.1-	Introdução.....	84
3.6.2-	Qualidade da água em lagos ou albufeiras pouco profundas: constituintes conservativos	86
3.6.3-	Qualidade da água em lagos ou albufeiras pouco profundas: constituintes não conservativos	87
3.6.4-	Modelos de eutrofização	90
3.6.5-	Modelos multi-compartimentos ou multi-segmentos	93
3.6.6-	Outros modelos ecológicos - de eutrofização.....	99
3.6.6.1-	CLEANER.....	99
3.6.6.2-	Modelos de Jørgensen.....	100
3.6.7-	Comentários finais	101
3.7-	OUTROS MODELOS DE SIMULAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA	102
3.8-	MODELOS DE EXPLORAÇÃO DE ALBUFEIRAS E SISTEMAS DE ALBUFEIRAS MÚLTIPLAS	103
3.8.1-	Introdução.....	103
3.8.2-	Modelos de optimização de uma única albufeira	105
3.8.3-	Modelos de optimização de albufeiras múltiplas.....	108
3.8.4-	Modelos de simulação	114

3.8.5- Comentários finais	121
3.9- MODELOS ESPECIAIS DE ALBUFEIRAS	122
3.9.1- Introdução.....	122
3.9.2- RØUT - Níveis de água nos Grandes Lagos.....	122
3.9.3- QNET-I - Qualidade da água em múltiplas bacias hidrográficas.....	123
3.9.4- Sedimentação em albufeiras.....	123
3.9.5- Avaliação preliminar de albufeiras.....	124
3.9.6- Armazenamento nas margens das albufeiras.....	124
3.9.7- Deslizamentos de terras	125
CAPÍTULO 4 - DESCRIÇÃO DOS MODELOS	127
4.1- INTRODUÇÃO	127
4.2- MODELO WQRRS.....	128
4.2.1- Introdução.....	128
4.2.2- Capacidades gerais do modelo	129
4.2.3- Representação do transporte de massa.....	130
4.2.3.1- Método Debler-Craya de localização da extracção de água	131
4.2.3.2- Método WES de localização da extracção de água.....	133
4.2.3.3- Localização das afluências.....	136
4.2.3.4- Advecção vertical.....	136
4.2.3.5- Difusão efectiva	137
4.2.3.5.1- Método da estabilidade	137
4.2.3.5.2- Método do vento	139
4.2.4- Representação das relações de temperatura e de qualidade da água	141
4.2.4.1- Abordagem geral de modelação.....	141
4.2.4.2- Análise térmica	142
4.2.4.2.1- Método do balanço energético	142

4.2.4.2.2- Método da temperatura de equilíbrio	143
4.2.4.3- Relações de qualidade da água	144
4.2.5- Coeficientes físicos, químicos, e biológicos	148
4.2.6- Técnica de solução	149
4.3- MODELO BIDIMENSIONAL	149
4.3.1- Descrição geral.....	149
4.3.2- Sistema de modelos	150
4.3.3- Modelo hidrodinâmico	151
4.3.3.1- Equações.....	151
4.3.3.2- Técnica de solução	153
4.3.3.3- Condições iniciais	154
4.3.3.4- Caudal afluente lateral	154
4.3.4- Modelo de advecção e transporte	154
4.3.4.1- Equação.....	154
4.3.4.2- Técnica de solução	155
4.3.4.3- Descarga afluente lateral	155
4.3.5- Modelo de trocas de calor na interface ar-água	155
4.3.5.1- Princípio.....	155
4.3.5.2- Método de cálculo	156
4.3.6- Condições de fronteira	157
CAPÍTULO 5 - APLICAÇÃO PRÁTICA	159
5.1- INTRODUÇÃO	159
5.2- ALBUFEIRA DE BEMPOSTA.....	160
5.2.1- Localização.....	160
5.2.2- Características físicas.....	161
5.2.3- Características meteorológicas	162
5.2.4- Características hidrológicas	164

5.2.5- Descrição sumária do problema.....	165
5.2.6- Dados disponíveis	166
5.2.7- Aplicação do modelo WQRRSR	167
5.3- ALBUFEIRA DE VILAR	174
5.3.1- Localização.....	174
5.3.2- Características físicas.....	175
5.3.3- Características meteorológicas	176
5.3.4- Características hidrológicas	178
5.3.5- Descrição sumária do problema.....	178
5.3.6- Dados de base.....	179
5.3.7- Aplicação do modelo WQRRSR	181
5.4- ALBUFEIRA DO TORRÃO.....	193
5.4.1- Localização.....	193
5.4.2- Características físicas.....	194
5.4.3- Características meteorológicas	196
5.4.4- Características hidrológicas	198
5.4.5- Descrição sumária do problema.....	198
5.4.6- Dados de base.....	199
5.4.7- Aplicação do modelo WQRRSR	200
5.5- ALBUFEIRA DE CRESTUMA/LEVER	217
5.5.1- Localização.....	217
5.5.2- Características físicas.....	217
5.5.3- Características meteorológicas	218
5.5.4- Características hidrológicas	220
5.5.5- Descrição sumária do problema.....	221
5.5.6- Dados de base.....	222
5.5.7- Aplicação do modelo bidimensional	223

CAPÍTULO 6 - ALGUMAS MEDIDAS PARA A RESOLUÇÃO DE PROBLEMAS DE QUALIDADE DA ÁGUA EM ALBUFEIRAS	233
6.1- INTRODUÇÃO	233
6.2- DESTRATIFICAÇÃO DE UMA ALBUFEIRA	234
6.2.1- Introdução.....	234
6.2.2- Necessidade de uma técnica de previsão	235
6.2.3- Simulação da destratificação por acção mecânica	236
6.2.4- Destratificação por acção pneumática	239
6.2.4.1- Aspectos teóricos.....	239
6.2.4.2- Exemplo de aplicação para avaliação de custos	242
6.2.4.3- Utilização de oxigénio puro	243
6.2.5- Bombeamento da água do hipolimnio para a superfície.....	244
6.2.6- Factores que afectam a destratificação.....	244
6.3- TOMADA DE ÁGUA SELECTIVA	246
6.4- INJECCÃO DE OXIGÉNIO NO CIRCUITO HIDRÁULICO	247
6.5- OUTRAS MEDIDAS	249
CAPÍTULO 7 - CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES.....	253
7.1- CONCLUSÕES GERAIS.....	253
7.2- SUGESTÕES PARA O PROSSEGUIMENTO DOS TRABALHOS NESTA ÁREA DE INVESTIGAÇÃO	255
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	257
APÊNDICE A - FOTOGRAFIAS DAS ALBUFEIRAS ESTUDADAS.....	275
APÊNDICE B - EXEMPLO DE FICHEIRO DE ENTRADA DE DADOS DO MODELO WQRRS.....	281
APÊNDICE C - EXEMPLO DE FICHEIRO DE RESULTADOS DO MODELO WQRRS	293

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 2.1 - Componentes do balanço energético aplicado a uma superfície de água.....	11
Figura 3.1 - Representação conceptual de uma albufeira estratificada.....	41
Figura 3.2 - Movimento da água entre elementos adjacentes da albufeira.	47
Figura 3.3 - Relações ecológicas num ambiente de uma albufeira.	53
Figura 3.4 - Esquematização das relações ecológicas num ambiente de uma albufeira.	53
Figura 3.5 - Definição esquemática da malha do modelo hidrodinâmico de Masch a duas dimensões.	71
Figura 3.6 - Conceitos para o zonamento de albufeiras.	117
Figura 4.1 - Esquema de definição das variáveis no escoamento por orifício.	135
Figura 4.2 - Logaritmo da Difusão Efectiva Versus Logaritmo do Gradiente de Densidade.....	139
Figura 4.3 - Variação da densidade normalizada e do coeficiente de difusão efectiva com a profundidade.	140
Figura 4.4 - Variação do coeficiente de difusão com a profundidade.....	142
Figura 4.5 - Relações ecológicas e de qualidade da água.....	146
Figura 4.6 - Sistema de modelos matemáticos utilizados no estudo das descargas térmicas da Tapada do Outeiro na albufeira de Crestuma/Lever.....	152
Figura 5.1 - Albufeira de Bemposta.....	161
Figura 5.2 - Curva de volumes armazenados da albufeira de Bemposta.....	162
Figura 5.3 - Curva de áreas inundadas da albufeira de Bemposta.	162

Figura 5.4 - Valores médios mensais da temperatura do ar na estação meteorológica de Bragança.	163
Figura 5.5 - Valores médios mensais da velocidade do vento na estação meteorológica de Bragança.	163
Figura 5.6 - Valores da nebulosidade média mensal (em décimos) na estação de Bragança.	164
Figura 5.7 - Caudais mensais médios afluídos à albufeira de Bemposta	164
Figura 5.8 - Curva de frequência de caudais	165
Figura 5.9 - Albufeira de Bemposta. Perfis de temperatura observado e calculado no dia 11/9/85.	168
Figura 5.10 - Albufeira de Bemposta. Perfis de oxigénio dissolvido observado e calculado no dia 11/9/85.	169
Figura 5.11 - Albufeira de Bemposta. Perfis de pH observado e calculado no dia 11/9/85.	169
Figura 5.12 - Albufeira de Bemposta. Perfis de nitratos observado e calculado no dia 11/9/85.	170
Figura 5.13 - Albufeira de Bemposta. Perfis de temperatura observado e calculado no dia 25/9/85.	170
Figura 5.14 - Albufeira de Bemposta. Perfis de oxigénio dissolvido observado e calculado no dia 25/9/85.	171
Figura 5.15 - Albufeira de Bemposta. Perfis de pH observado e calculado no dia 25/9/85.	171
Figura 5.16 - Albufeira de Bemposta. Perfis de nitratos observado e calculado no dia 25/9/85.	172
Figura 5.17 - Albufeira de Bemposta. Temperatura da água lançada para jusante com (*) e sem tomada de água selectiva, no ano de 1985.	172

Figura 5.18 - Albufeira de Bemposta. Oxigénio dissolvido da água lançada para jusante com (*) e sem tomada de água selectiva, no ano de 1985.....	173
Figura 5.19 - Evolução da temperatura e do oxigénio dissolvido na albufeira de Bemposta ao longo do tempo e em profundidade.	173
Figura 5.20 - Albufeira de Vilar.....	174
Figura 5.21 - Curva de volumes armazenados da albufeira de Vilar.....	175
Figura 5.22 - Curva de áreas inundadas da albufeira de Vilar.	175
Figura 5.23 - Valores médios mensais da temperatura do ar na estação meteorológica da Régua.....	176
Figura 5.24 - Valores médios mensais da velocidade do vento na estação meteorológica da Régua.	177
Figura 5.25 - Valores da nebulosidade média mensal (em décimos) na estação da Régua.	177
Figura 5.26 - Valores médios mensais dos caudais médio, mínimo e máximo afluídos à albufeira de Vilar.	178
Figura 5.27 - Curvas de frequência de caudais	179
Figura 5.28 - Albufeira de Vilar. Perfis de temperatura observado e calculado no dia 2/10/85.....	182
Figura 5.29 - Albufeira de Vilar. Perfis de oxigénio dissolvido observado e calculado no dia 2/10/85.....	182
Figura 5.30 - Albufeira de Vilar. Perfis de pH observado e calculado no dia 2/10/85.	183
Figura 5.31 - Albufeira de Vilar. Perfis de fosfatos observado e calculado no dia 2/10/85.	183
Figura 5.32 - Albufeira de Vilar. Perfis de temperatura observado e calculado no dia 15/10/85.....	184

Figura 5.33 - Albufeira de Vilar. Perfis de oxigénio dissolvido observado e calculado no dia 15/10/85.	184
Figura 5.34 - Albufeira de Vilar. Perfis de pH dissolvido observado e calculado no dia 15/10/85.	185
Figura 5.35 - Albufeira de Vilar. Perfis de fosfatos observado e calculado no dia 15/10/85.	185
Figura 5.36 - Albufeira de Vilar. Perfis de temperatura observado e calculado no dia 21/3/89.	186
Figura 5.37 - Albufeira de Vilar. Perfis de oxigénio dissolvido observado e calculado no dia 21/3/89.	186
Figura 5.38 - Albufeira de Vilar. Perfis de temperatura observado e calculado no dia 18/4/89.	187
Figura 5.39 - Albufeira de Vilar. Perfis de oxigénio dissolvido observado e calculado no dia 18/4/89.	187
Figura 5.40 - Albufeira de Vilar. Perfis de temperatura observado e calculado no dia 23/5/89.	188
Figura 5.41 - Albufeira de Vilar. Perfis de oxigénio dissolvido observado e calculado no dia 23/5/89.	188
Figura 5.42 - Albufeira de Vilar. Perfis de temperatura observado e calculado no dia 20/6/89.	189
Figura 5.43 - Albufeira de Vilar. Perfis de oxigénio dissolvido observado e calculado no dia 20/6/89.	189
Figura 5.44 - Albufeira de Vilar. Perfis de temperatura observado e calculado no dia 18/7/89.	190
Figura 5.45 - Albufeira de Vilar. Perfis de oxigénio dissolvido observado e calculado no dia 18/7/89.	190
Figura 5.46 - Albufeira de Vilar. Perfis de temperatura observado e calculado no dia 23/8/89.	191

Figura 5.47 - Albufeira de Vilar. Perfis de oxigénio dissolvido observado e calculado no dia 23/8/89.....	191
Figura 5.48 - Albufeira de Vilar. Perfis de temperatura observado e calculado no dia 24/10/89.....	192
Figura 5.49 - Albufeira de Vilar. Perfis de oxigénio dissolvido observado e calculado no dia 24/10/89.....	192
Figura 5.50 - Evolução da temperatura e do oxigénio dissolvido na albufeira de Vilar ao longo do tempo, e em profundidade.	193
Figura 5.51 - Albufeira do Torrão.	194
Figura 5.52 - Curva de volumes armazenados na albufeira do Torrão.	195
Figura 5.53 - Curva de áreas inundadas na albufeira do Torrão.....	195
Figura 5.54 - Valores médios mensais da temperatura do ar na estação meteorológica do Porto (Serra do Pilar).....	196
Figura 5.55 - Valores médios mensais da velocidade do vento na estação meteorológica do Porto (Serra do Pilar).	197
Figura 5.56 - Valores médios mensais da nebulosidade (em décimos) na estação do Porto (Serra do Pilar).	197
Figura 5.57 - Valores dos caudais médios mensais afluentes à albufeira do Torrão, registados na Ponte de Canaveses (antiga).....	198
Figura 5.58 - Albufeira do Torrão. Perfis de temperatura observado e calculado no dia 15/3/89.....	202
Figura 5.59 - Albufeira do Torrão. Perfis de oxigénio dissolvido observado e calculado no dia 15/3/89.	202
Figura 5.60 - Albufeira do Torrão. Perfis de temperatura observado e calculado no dia 11/4/89.....	203
Figura 5.61 - Albufeira do Torrão. Perfis de oxigénio dissolvido observado e calculado no dia 11/4/89.	203

Figura 5.62 - Albufeira do Torrão. Perfis de temperatura observado e calculado no dia 17/5/89.	204
Figura 5.63 - Albufeira do Torrão. Perfis de oxigénio dissolvido observado e calculado no dia 17/5/89.	204
Figura 5.64 - Albufeira do Torrão. Perfis de temperatura observado e calculado no dia 28/6/89.	205
Figura 5.65 - Albufeira do Torrão. Perfis de oxigénio dissolvido observado e calculado no dia 28/6/89.	205
Figura 5.66 - Albufeira do Torrão. Perfis de temperatura observado e calculado no dia 12/7/89.	206
Figura 5.67 - Albufeira do Torrão. Perfis de oxigénio dissolvido observado e calculado no dia 12/7/89.	206
Figura 5.68 - Albufeira do Torrão. Perfis de temperatura observado e calculado no dia 9/8/89.	207
Figura 5.69 - Albufeira do Torrão. Perfis de oxigénio dissolvido observado e calculado no dia 9/8/89.	207
Figura 5.70 - Albufeira do Torrão. Perfis de temperatura observado e calculado no dia 11/10/89.	208
Figura 5.71 - Albufeira do Torrão. Perfis de oxigénio dissolvido observado e calculado no dia 11/10/89.	208
Figura 5.72 - Albufeira do Torrão. Perfis de temperatura observado e calculado no dia 27/3/90.	209
Figura 5.73 - Albufeira do Torrão. Perfis de oxigénio dissolvido observado e calculado no dia 27/3/90.	209
Figura 5.74 - Albufeira do Torrão. Perfis de temperatura observado e calculado no dia 17/4/90.	210
Figura 5.75 - Albufeira do Torrão. Perfis de oxigénio dissolvido observado e calculado no dia 17/4/90.	210

Figura 5.76 - Albufeira do Torrão. Perfis de temperatura observado e calculado no dia 29/5/90.....	211
Figura 5.77 - Albufeira do Torrão. Perfis de oxigénio dissolvido observado e calculado no dia 29/5/90.	211
Figura 5.78 - Albufeira do Torrão. Perfis de temperatura observado e calculado no dia 26/6/90.....	212
Figura 5.79 - Albufeira do Torrão. Perfis de oxigénio dissolvido observado e calculado no dia 26/6/90.	212
Figura 5.80 - Albufeira do Torrão. Perfis de temperatura observado e calculado no dia 31/7/90.....	213
Figura 5.81 - Albufeira do Torrão. Perfis de oxigénio dissolvido observado e calculado no dia 31/7/90.	213
Figura 5.82 - Albufeira do Torrão. Perfis de temperatura observado e calculado no dia 21/8/90.....	214
Figura 5.83 - Albufeira do Torrão. Perfis de oxigénio dissolvido observado e calculado no dia 21/8/90.	214
Figura 5.84 - Albufeira do Torrão. Perfis de temperatura observado e calculado no dia 18/9/90.....	215
Figura 5.85 - Albufeira do Torrão. Perfis de oxigénio dissolvido observado e calculado no dia 18/9/90.	215
Figura 5.86 - Evolução da temperatura e do oxigénio dissolvido na albufeira do Torrão ao longo do tempo, no ano de 1989, e em profundidade.	216
Figura 5.87 - Evolução da temperatura e do oxigénio dissolvido na albufeira do Torrão ao longo do tempo, no ano de 1990, e em profundidade.	216
Figura 5.88 - Albufeira de Crestuma/Lever.....	217
Figura 5.89 - Valores médios da temperatura do ar na estação meteorológica do Porto (Serra do Pilar).....	218

Figura 5.90 - Valores médios da velocidade do vento na estação meteorológica do Porto (Serra do Pilar).	219
Figura 5.91 - Valores médios da nebulosidade na estação meteorológica do Porto (Serra do Pilar).	219
Figura 5.92 - Valores dos caudais médios mensais afluídos à albufeira de Crestuma/Lever, registados na estação de Rio Mau.	220
Figura 5.93 - Curvas de frequência de caudais médios diários na albufeira de Crestuma/Lever.	220
Figura 5.94 - Curvas cronológicas de caudais médios diários na albufeira de Crestuma/Lever.	221
Figura 5.95 - Grelha de cálculo.....	227
Figura 5.96 - Albufeira de Crestuma/Lever. Campanha de Outubro de 1986. Campo de temperaturas à 7ª hora de simulação do dia 14.....	228
Figura 5.97 - Albufeira de Crestuma/Lever. Campanha de Outubro de 1986. Campo de temperaturas observadas no dia 14.	228
Figura 5.98 - Albufeira de Crestuma/Lever. Campanha de Junho de 1987. Campo de temperaturas à 7ª hora de simulação do dia 30.....	229
Figura 5.99 - Albufeira de Crestuma/Lever. Campanha de Junho de 1987. Campo de temperaturas observadas no dia 30.	229
Figura 5.100 - Albufeira de Crestuma/Lever. Campanha de Setembro de 1990. Campo de temperaturas calculadas nos dias 4 e 5.	230
Figura 5.101 - Albufeira de Crestuma/Lever. Campanha de Setembro de 1990. Campo de temperaturas calculadas à 16ª hora nos dias 15 a 17.	230
Figura 5.102 - Albufeira de Crestuma/Lever. Campanha de Setembro de 1990. Campo de temperaturas calculadas à 48ª hora nos dias 15 a 17.	231

Figura 5.103 - Albufeira de Crestuma/Lever. Valores calculados e observados da temperatura junto à tomada de água para o Porto, nos dias 4- 5/9/1990.	231
Figura 5.104 - Albufeira de Crestuma/Lever. Valores calculados e observados da temperatura junto à tomada de água para o Porto, nos dias 15- 17/9/1990.....	232

ÍNDICE DE QUADROS

Quadro 3.1 - Equações de balanço de massa para um modelo ecológico - de qualidade da água de lagos ou albufeiras estratificadas	97
Quadro 4.1 - Coeficientes de difusão efectiva mínimos (m^2/s) e constantes empíricas (m) para o método de mistura devida ao vento	141
Quadro 4.2 - Interdependência dos constituintes de qualidade da água.....	147
Quadro 4.3 - Processos básicos que têm influência nos constituintes.....	148

CAPÍTULO 1. INTRODUÇÃO

1.1- ENQUADRAMENTO

O problema da modelação matemática da qualidade da água em albufeiras enquadra-se no âmbito das preocupações e necessidades de natureza ambiental que se têm vindo a tornar cada vez mais importantes em todo o Mundo. Em Portugal, as albufeiras constituem por si um caso particular dos sistemas hídricos em que a resolução ou a prevenção de problemas relacionados com a qualidade da água se vem tornando cada vez mais premente.

Na realidade, a construção de barragens para efeitos de armazenamento de água cria reservatórios que constituem, por um lado, meios receptores de efluentes domésticos, agrícolas e industriais, e que podem por si só motivar, como se desenvolverá neste trabalho, alterações das características tanto da água represada, como ainda da água que é lançada para jusante. Para além disso, com a criação de numerosas albufeiras destinadas ao serviço público, e que têm como finalidades, por exemplo, o abastecimento de água às populações, a rega, e a produção de energia hidroeléctrica, foram reunidas as condições para que se desenvolvesse em seu redor todo um conjunto de actividades recreativas com a construção das necessárias infraestruturas de apoio.

Com o início do século XX, e com o grande desenvolvimento tecnológico verificado, o número de barragens construídas cresceu de uma forma acentuada por todo o Mundo. Apesar de os lagos e albufeiras constituírem apenas cerca de 0,35% do volume total de água doce do planeta (BAUMGARTNER e REICHEL 1975), em 1971 as cerca de 12000 barragens existentes com mais de 15 metros de altura armazenavam já um volume de 4000 km³, e inundavam uma área de 800 000 km² (ICOLD 1973).

Por estas razões, o número de actividades de investigação sobre albufeiras tem acompanhado obviamente o grande desenvolvimento da construção de barragens. De acordo com PETTS 1984, a partir dos anos sessenta assistiu-se a um aumento acentuado do número de publicações técnicas relevantes

sobre albufeiras, começando-se também a tratar de aspectos de qualidade da água cada vez mais especializados.

Até essa altura, a maior parte das publicações focava problemas de engenharia relacionados mais com a sedimentação em albufeiras ou com a degradação dos rios a jusante motivada pela falta de transporte sólido afluído. A partir do final dos anos cinquenta, surgem trabalhos de investigação relacionados com os efeitos da construção de barragens na qualidade da água, ou com as suas consequências nas migrações de peixes. Só a partir do final dos anos sessenta se começa a utilizar na investigação dados de campo para se demonstrar as inúmeras implicações ambientais resultantes da construção de barragens (PETTS 1984).

As preocupações que de há alguns anos a esta parte têm vindo a ocupar os técnicos, os investigadores, os autarcas e a opinião pública em geral, têm-se situado quase sempre nos casos por onde se começaram a detectar problemas, e que foram principalmente as ribeiras, os rios, e os estuários. No entanto, e à semelhança do que aconteceu noutros países que atravessaram períodos de grande desenvolvimento, os problemas de qualidade da água em albufeiras em Portugal começaram a seguir aos dos rios e estuários.

Para este facto poderá haver duas explicações principais. A primeira, devida ao facto de as albufeiras estarem normalmente localizadas em zonas com fracas densidades populacionais, e portanto sujeitas a menores solicitações poluentes. A segunda razão prende-se com o facto de as albufeiras, pelo grande volume de água armazenada que habitualmente têm, possuírem uma maior inércia na resposta a estímulos exteriores, como sejam as fontes poluentes, e como tal só muitas vezes permitirem a observação de problemas muito tempo depois de ocorrerem as causas que lhe deram origem.

O segundo aspecto que este trabalho apresenta é a utilização de modelos matemáticos para o estudo da qualidade da água em albufeiras. À semelhança do que sucedeu com os modelos matemáticos para rios, o aparecimento nas últimas duas décadas de meios automáticos de cálculo cada vez mais potentes e sofisticados, veio permitir um grande desenvolvimento nas técnicas de simulação numérica da qualidade da água em lagos e albufeiras.

No seguimento do trabalho, e porque os reservatórios de água que são os lagos ou as albufeiras não diferem significativamente entre si, à parte o facto

de as efluências de água poderem ser controladas no caso das albufeiras, ir-se-á em geral referir de uma maneira indistinta a modelos de lagos ou de albufeiras.

Ao contrário de alguns estudos hidráulicos que não envolvem parâmetros de qualidade da água, o recurso a modelos físicos nunca foi um meio explorado para o estudo dos fenómenos de poluição em lagos ou albufeiras, devido ao número e complexidade dos fenómenos em jogo. Assim, o recurso à simulação numérica tem provado cada vez mais ser um meio económico e expedito para se atingirem os propósitos principais de um modelo de qualidade da água.

Tal como qualquer modelo numérico de simulação, um modelo matemático de qualidade da água deverá, em primeiro lugar, ajudar à compreensão dos fenómenos ocorridos; em segundo lugar, permitir simular, ou seja, possibilitar a previsão do comportamento do meio em estudo face a condições ou cenários diferentes dos actuais; por último, deverá fornecer uma ferramenta importante para a gestão mais adequada dos recursos hídricos de uma região. Para a calibração do modelo, e para a sua validação, torna-se indispensável dispor de um conjunto mínimo de dados adequados que permitam a utilização desse modelo para representar um dado sistema.

Convirá ter sempre presente, no entanto, que uma adequada gestão dos recursos hídricos de uma região, e em especial nos aspectos relacionados com a qualidade da água, não deverá depender exclusivamente de modelos. De facto, face à complexidade do problema, e apesar dos modelos constituírem sem dúvida um meio importante, a gestão deverá resultar de uma análise global, ponderada e multidisciplinar de vários aspectos.

1.2- OBJECTIVOS

Com este trabalho pretendeu-se fundamentalmente dar uma contribuição para um esforço enorme que há a fazer e que tem vindo a ser desenvolvido em Portugal no âmbito da preservação do meio ambiente, e em particular na gestão dos recursos hídricos. Para além da descrição dos fenómenos e problemas que estão normalmente associados à qualidade da água em albufeiras, é objectivo do presente trabalho fazer uma revisão de literatura aprofundada sobre modelos matemáticos de qualidade da água em albufeiras.

Paralelamente, tentar-se-á fazer uma descrição tão completa quanto possível do "estado de conhecimentos" e do "estado de aplicações" da modelação matemática da qualidade da água em albufeiras. Com a consciência de que é sempre inatingível o esgotar de tal tarefa, tentou-se no entanto recolher a máxima informação possível, recorrendo a múltiplas consultas bibliográficas, e a trocas de impressões com reconhecidos especialistas na matéria.

No seguimento, analisar-se-á a aplicabilidade de modelos às albufeiras portuguesas, com destaque para quatro casos concretos, cada um dos quais com problemas específicos. Será também referida a extrema importância que tem a disponibilidade de dados adequados, tanto em quantidade como em qualidade, numa aplicação prática de qualquer modelo matemático, e em particular num modelo de qualidade da água de um sistema complexo como é o de uma albufeira.

Em resumo, os objectivos principais do trabalho são os seguintes:

- Descrever os problemas e fenómenos associados à qualidade da água em albufeiras;
- Fazer a revisão bibliográfica sobre modelos matemáticos de qualidade da água em albufeiras;
- Realçar o interesse da aplicação de tais modelos, e em especial no caso concreto das albufeiras portuguesas, pretendendo-se com este trabalho iniciar uma fase de utilização destes modelos;
- Fazer a aplicação de modelos de qualidade da água a quatro casos estudados de albufeiras portuguesas;
- Realçar a importância de tais modelos para o planeamento, exploração e gestão de aproveitamentos hidráulicos deste tipo;
- Alertar para a importância da obtenção de dados hidrológicos, meteorológicos e de qualidade da água, por forma a satisfazer as necessidades de qualquer modelo de qualidade da água, e em particular no caso das albufeiras;
- Fazer uma abordagem introdutória de algumas medidas de melhoria da qualidade da água em albufeiras.

1.3- ESTRUTURA DO TRABALHO

A estrutura do presente trabalho é composta basicamente pelos sete capítulos que o compõem, cada um dos quais contendo as respectivas figuras e quadros, sendo as referências bibliográficas apresentadas no final. Em apêndice, incluem-se fotografias das albufeiras estudadas, e algumas listagens de ficheiros de entrada de dados e de saída de resultados dos modelos aplicados.

No primeiro capítulo é feita a introdução, onde se faz o enquadramento do trabalho, onde se expõem os objectivos do mesmo, e onde se descreve a sua estrutura.

O segundo capítulo trata da descrição dos fenómenos e do problema da qualidade da água em albufeiras, assim como da sua modelação matemática.

No terceiro capítulo é feita a revisão de literatura sobre este tema. A indicação do "estado de conhecimentos" e do "estado de aplicações" da modelação matemática da qualidade da água em albufeiras é aqui igualmente incluída.

No quarto capítulo faz-se a descrição dos modelos matemáticos de qualidade da água que foram aplicados aos quatro casos concretos em Portugal, e cujos resultados dos estudos se apresentam no capítulo quinto.

No quinto capítulo é estudada a adequabilidade dos modelos às albufeiras portuguesas, apresentando-se os resultados obtidos em quatro casos concretos, cada um dos quais com problemas específicos: albufeira de Bemposta (rio Douro), albufeira de Vilar (rio Távora), albufeira do Torrão (rio Tâmega), e albufeira de Crestuma/Lever (rio Douro).

No sexto capítulo é feita uma abordagem introdutória de algumas das medidas que poderão ser tomadas com vista à resolução de certos problemas de qualidade da água em albufeiras. Será aqui incluída uma estimativa de custos associada à resolução de alguns dos problemas mais correntes, em especial os que envolvem destratificação ou oxigenação forçada.

Por último, no sétimo capítulo, apresentam-se as conclusões do trabalho, e apontam-se algumas recomendações para futuras linhas de investigação neste domínio dos recursos hídricos.

CAPÍTULO 2 - DESCRIÇÃO DO PROBLEMA

2.1- INTRODUÇÃO

Remonta à antiguidade a construção de pequenas obras de represamento de água com a finalidade de armazenamento durante a época húmida, para a sua utilização nos períodos de estiagem. Nessa época, a finalidade principal era a de garantir água para a irrigação dos campos. Se bem que as técnicas e materiais de construção não permitissem construções de grande envergadura e, conseqüentemente, não houvesse a possibilidade de obter grandes volumes de água armazenados, houve uma obra que pela sua grandeza merece ser destacada. Trata-se de uma barragem em alvenaria com 4 km de comprimento e 35 m de altura máxima, construída no antigo Iemen, para a qual foram empregues cerca de 5 milhões de metros cúbicos de pedra (FARIA 1971).

No antigo Egipto, construíram-se barragens com o objectivo de controlo de caudais e de derivação de água para rega, há mais de cinco mil anos (PETTS 1984). Na Europa, a construção de pequenas barragens tornou-se popular na zona mediterrânica durante a era romana. Muito embora o desgaste dos anos e a erosão tenham apagado muitos dos vestígios destas obras, também em Portugal há sinais claros da construção de pequenas barragens durante a era romana, em especial no Sul do país (QUINTELA 1986).

Com o desenvolvimento industrial e tecnológico iniciado no século passado, e com a descoberta de novos processos e materiais de construção como o betão armado e, posteriormente, o betão pré-esforçado, foi possível, e de certo modo necessário, encetar a construção de barragens de grande dimensão para o armazenamento de importantes volumes de água, ou seja, com elevados índices de regularização. No entanto, parece haver uma tendência actual para a utilização de materiais incoerentes, como o enrocamento, na construção de grandes barragens, em substituição do betão.

Se se avaliar a grandeza de uma barragem pelo seu volume de água armazenado, é curioso verificar que quase todas as maiores do Mundo foram concluídas nos anos sessenta e setenta. Antes da década de sessenta, havia

já sido construída a barragem de Owen Falls no Uganda, com 205 km³ de capacidade (embora este volume não tenha sido totalmente criado pela barragem; a maior parte é constituída pela capacidade natural de um lago), e construída em 1954, a barragem de Kariba no Zimbabwe/Zâmbia, com 160 km³ de capacidade (1959), a barragem de Kuibyshev na ex-União Soviética, com 58 km³ de capacidade (1955), a barragem de Irkutsk também na ex-União Soviética, com 46 km³ de capacidade (1956), e a barragem de Hoover nos Estados Unidos da América, com 35 km³ de capacidade (1936) (ICOLD, 1984).

O número total de barragens existentes no Mundo estimava-se, em 1974, em cerca de 65000, das quais cerca de 13000 teriam altura superior a 15 metros (valor a partir do qual uma barragem é classificada como "grande barragem"). O número de grandes barragens era aliás, em 1950, de cerca de 5200, e em 1982 elevava-se já a 35000 (ICOLD, 1984).

Existem actualmente quatro países com mais de mil grandes barragens: China, Estados Unidos da América, Japão e Índia. Deve realçar-se o caso da China que em 1950 só possuía 8 grandes barragens, e que em 1982 tinha já cerca de 18600, ou seja, mais de metade de todas as grandes barragens do Mundo (ICOLD, 1984).

A construção de barragens tem continuado em expansão (fora da China, e para as grandes barragens, um aumento médio anual de cerca de 3,5%) face a um aumento natural das necessidades de consumo, constituindo hoje as águas armazenadas, e cada vez mais, uma importante fracção do volume total de águas superficiais a nível mundial. Contribui por certo para este facto a necessidade de se utilizar um potencial de energia não poluente, no caso da produção de energia eléctrica, e de conjugar este objectivo com outros, como sejam por exemplo os de controlo de cheias, navegabilidade, e irrigação.

Os fenómenos que ocorrem numa albufeira são de índole diversa, e interligam-se de forma complexa, dificultando a sua interpretação e análise. Em Portugal, e até há bem pouco tempo, não existia nenhum trabalho de fundo realizado sobre os processos físicos e químicos que determinam o estado de qualidade da água em albufeiras, podendo dizer-se que os estudos limnológicos realizados se limitavam à caracterização pontual (no espaço e no tempo) de determinada situação relativa a um problema muito específico. Em FARIA 1971 é feita uma análise dos efeitos qualitativos da água em

albufeiras na sua utilização para abastecimento urbano e na concepção dos projectos de captação e tratamento para esse fim.

O comportamento físico, químico e biológico das águas superficiais represadas têm constituído o assunto da investigação científica ao longo da história da limnologia. Este comportamento traduz-se em certos casos numa melhoria da qualidade da água em relação às que teria se não estivesse represada, e em outros casos pode traduzir-se numa deterioração. Estes aspectos devem aliás ser tidos em conta não só na concepção dos órgãos da barragem, mas também na gestão da própria albufeira. Os problemas decorrentes da construção das barragens sobre a qualidade da água, e em especial sobre a fauna aquática, têm motivado por todo o Mundo estudos baseados em modelos matemáticos, que em bastantes casos têm servido de base à adopção de medidas estruturais, e não estruturais, com vista à mitigação de tais problemas.

O problema da qualidade da água em albufeiras, à semelhança do que tem sucedido nos rios e estuários, tem mostrado sinais de evolução nos últimos anos, em grande parte devido ao facto de as solicitações a que estão sujeitas serem cada vez maiores. Estas solicitações devem-se principalmente à afluência crescente de cargas poluentes às albufeiras. Entre estas afluências destacam-se os nutrientes que provêm da prática agrícola, e que utiliza cada vez mais aditivos químicos, a carga orgânica proveniente de aglomerados urbanos, e as cargas poluentes de origem industrial.

Não cabe no âmbito deste trabalho a análise do planeamento integrado e da gestão de infraestruturas hidráulicas tais como barragens, nem o estudo dos processos físico-químicos ou biológicos envolvidos numa albufeira, ou ainda a análise dos parâmetros de qualidade da água em albufeiras para os vários fins a que se destina. No capítulo 6 será contudo feita uma abordagem meramente introdutória relativa às medidas de resolução de alguns dos problemas de qualidade da água que ocorrem nas albufeiras com maior frequência.

2.2- CONSIDERAÇÕES GERAIS

A limnologia constitui o ramo da ciência que estuda os fenómenos que ocorrem em lagos. As albufeiras, sendo lagos criados artificialmente pelo Homem, caem dentro dos estudos limnológicos. As diferenças principais que se podem apontar entre lagos e albufeiras são as seguintes: em primeiro

lugar, os lagos são sistemas antigos, ao passo que as albufeiras são relativamente recentes; por outro lado, as efluências de água a partir de uma albufeira são controladas pelo Homem, ao passo que nos lagos o processo é natural (GOLDMAN 1983).

Nos capítulos seguintes serão analisados os principais aspectos fenomenológicos que ocorrem numa albufeira e que se relacionam com a qualidade da água. O clima da região é um factor fundamental no comportamento de uma albufeira pois determina a ocorrência de fenómenos limnológicos importantes, o mais importante dos quais é normalmente o de estratificação térmica.

A estratificação térmica é aliás um dos factores que mais influenciam a qualidade da água de uma albufeira, e resulta das trocas de calor que ocorrem entre a superfície da água e a atmosfera e da variação da densidade da água com a temperatura. Outros factores climáticos importantes são por exemplo o vento e o próprio regime de precipitações na bacia hidrográfica, que determina o regime de afluência de caudais à albufeira e a sua hidrodinâmica (ORLOB 1983).

2.3- TROCAS DE CALOR NA INTERFACE AR - ÁGUA

2.3.1- Introdução

A principal fonte exterior de calor que interacciona com a massa de água da albufeira pode ser calculada através da aplicação do balanço energético na interface ar-água. O calor atravessa a superfície da água através de três processos: radiação, evaporação e convecção. A Figura 2.1 mostra os diversos termos individuais.

A radiação atmosférica é uma radiação sob a forma de ondas longas com origem nos gases e no vapor de água da atmosfera. A sua intensidade depende fundamentalmente da temperatura do ar, da humidade relativa, da nebulosidade, e dos teores de ozono e de dióxido de carbono do ar. O valor da radiação de ondas longas é relativamente muito menos variável que o da radiação solar. Embora esta possa ser medida, é normalmente calculada. A radiação de ondas longas reflectida é aproximadamente igual a uma fracção constante da total, tendo-se obtido em vários estudos um valor de cerca de três por cento.

A radiação solar, sob a forma de ondas curtas, é uma função da insolação (ou nebulosidade), latitude, altitude, ângulo do Sol, e composição da atmosfera. O valor desta grandeza tanto pode ser medido como calculado.

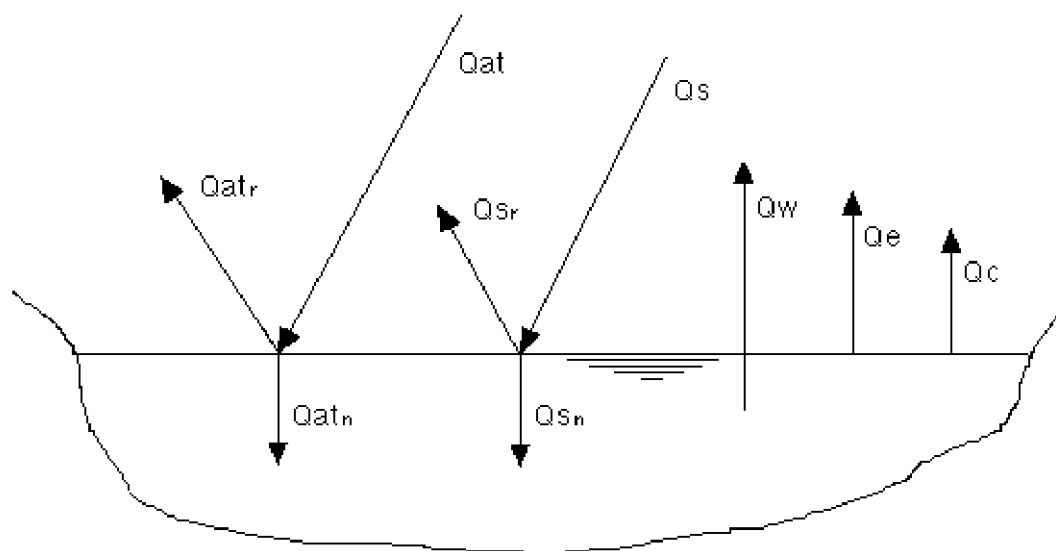
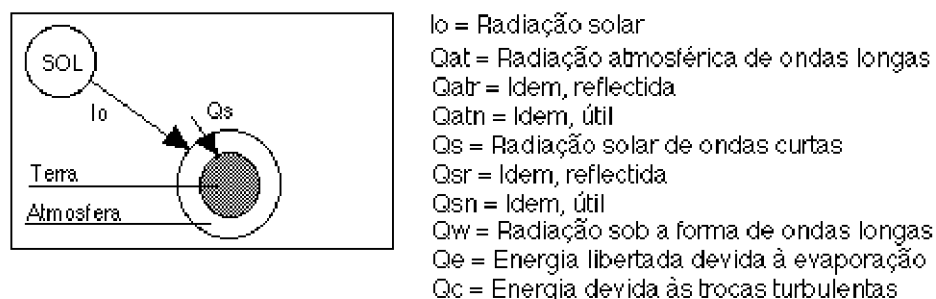


Figura 2.1 - Componentes do balanço energético aplicado a uma superfície de água (LENCASTRE e FRANCO 1984).

A radiação útil que penetra a superfície da água é a soma das radiações úteis de ondas longas e de ondas curtas. Como tal, é independente da temperatura da superfície da água. A radiação a partir da superfície da água, a energia associada à evaporação, e as perdas devidas à convecção, podem ser positivas ou negativas, dependendo da diferença de temperatura entre o ar e a água.

A modelação de trocas de calor na interface ar-água baseia-se na aplicação do princípio do balanço energético. A transferência de calor de e para a albufeira ocorre principalmente na interface ar-água. A taxa de calor transferido por unidade de superfície e por unidade de tempo pode ser expressa pela soma algébrica das seguintes cinco parcelas:

$$Q_n = Q_{sn} + Q_{at} - Q_w - Q_e - Q_c \quad (2.1)$$

em que

Q_n = energia útil transferida (kcal/m².seg);

Q_{sn} = radiação solar útil que atinge a superfície da água (kcal/m².seg);

Q_{at} = radiação atmosférica útil sob a forma de ondas longas (kcal/m².seg);

Q_w = radiação sob a forma de ondas longas a partir da superfície da água (kcal/m².seg);

Q_e = perda de energia devida à evaporação (kcal/m².seg);

Q_c = calor transferido da massa de água para a atmosfera, por efeitos de turbulência (kcal/m².seg).

Os princípios básicos de formulação de cada um dos termos podem por exemplo ser encontrados em TVA 1972 e em LENCASTRE e FRANCO 1984.

2.3.2- Radiação solar útil que atinge a superfície da água

A radiação solar útil que atinge a superfície da água é a radiação residual da radiação solar recebida no topo da atmosfera, após a sua atenuação ao longo da coluna atmosférica devida à interceptação pelas nuvens e à reflexão na superfície da água. O seu valor pode ser calculado por:

$$Q_{sn} = Q_0 f(A) (1 - R_s) (1 - 0,65C^2) \quad (2.2)$$

em que

Q_{sn} = energia útil transferida (kcal/m².hora);

Q_0 = radiação solar na camada exterior da atmosfera (kcal/m².hora);

$f(A)$ = factor de atenuação atmosférica, função das propriedades ópticas da coluna de ar, da quantidade de poeiras atmosféricas, da humidade, e da reflexibilidade da superfície da Terra (KLEIN 1948);

C = nebulosidade (em décimos);

R_s = reflexibilidade da superfície da água à radiação de ondas curtas, nas condições existentes de cobertura do céu:

$R_s = A [180 \alpha / \pi] B$, sendo α a altitude solar, em graus, e as constantes empíricas A e B, função das condições de nebulosidade, são tais que $0,35 \leq A \leq 1,18$ e $-0,97 \leq B \leq -0,45$.

A altitude solar, α , em radianos, é dada por:

$$\alpha = \arcsen[\sin \phi \sin \delta + \cos \phi \cos \delta \cos h] \quad (2.3)$$

em que ϕ é a latitude do local, em radianos, δ é a declinação do Sol, em radianos, e h é o ângulo horário local do Sol, em radianos.

A razão entre a distância real e a distância média entre o Sol e a Terra, r, e a declinação do Sol, δ , em radianos, podem assumir os valores aproximados, mas suficientemente precisos para os cálculos de transferência de calor, dados pelas seguintes expressões:

$$r = 1 + 0,017 \cos \left[\frac{2\pi}{365} (186 - D) \right] \quad (2.4)$$

tendo-se em geral $0,9833 < r < 1,0167$ e $0,9669 < r^2 < 1,0337$, e

$$\delta = \frac{23,45 \pi}{180} \cos \left[\frac{2\pi}{365} (172 - D) \right] \quad (2.5)$$

sendo D o número de ordem do dia do ano.

A radiação na camada exterior da atmosfera, Q_0 , para um dado intervalo de tempo $t_e - t_b$, é dada por:

$$Q_0 = \frac{l_0}{r^2} \left[(\sin \phi \sin \delta) (t_e - t_b) + \frac{12}{\pi} (\cos \phi \cos \delta) (\sin t_e - \sin t_b) \right] \quad (2.6)$$

em que

l_0 = constante solar, cujo valor é igual à radiação solar incidente no topo da atmosfera para a distância média entre a Terra e o Sol: $l_0 = 1164 \text{ kcal/m}^2 \cdot \text{hora} \approx 2,00 \text{ cal/cm}^2 \cdot \text{minuto}$.

t_b, t_e = ângulos horários (em radianos) correspondentes ao princípio e ao fim, respectivamente, de qualquer intervalo de tempo entre o nascer e o pôr do Sol (tanto t_b como t_e têm valores compreendidos ente 0 e 2π), dados por:

$$t_b = ST_b - \Delta t_s + ET + 12 \quad (2.7)$$

$$t_e = ST_e - \Delta t_s + ET - 12 \quad (2.8)$$

sendo

ET = equação do tempo (em horas), para um dado dia, obtida a partir de tabelas solares (pode ser desprezado em cálculos aproximados);

ST_b, ST_e = tempos padrão no começo e fim do intervalo de tempo escolhido (horas);

Δ t_s = diferença entre o tempo padrão e o tempo civil local (horas);

Para o cálculo da radiação solar ao longo de um dia, entre o nascer e o pôr do Sol, a duração possível de insolação, S₀, é dada pela diferença entre os tempos padrão do nascer e do pôr do Sol, respectivamente, ST_r e ST_s:

$$ST_r = \frac{12}{\pi} h_{sr} - 12 + \Delta t_s - ET \quad (2.9)$$

$$ST_s = \frac{12}{\pi} h_{ss} + 12 + \Delta t_s - ET \quad (2.10)$$

$$S_0 = ST_s - ST_r = 24 + \frac{12}{\pi} (h_{ss} - h_{sr}) \cong \frac{24}{\pi} h_{ss} \quad (2.11)$$

em que ST_r e ST_s são, respectivamente, os tempos padrão do nascer e do pôr do Sol. Os ângulos horários (em radianos) do nascer e do pôr do Sol são calculados através de:

$$h_{sr} = \arccos \left(\frac{\sin \alpha_{sr} - \sin \phi \sin \delta}{\cos \phi \cos \delta} \right) \quad (2.12)$$

$$h_{ss} = \arccos \left(\frac{\sin \alpha_{ss} - \sin \phi \sin \delta}{\cos \phi \cos \delta} \right) \quad (2.13)$$

em que α_{sr} e α_{ss} são, respectivamente, a altitude solar ao nascer do Sol (ou a altitude do horizonte) e ao pôr do Sol, admitindo-se geralmente que α_{ss} é igual a α_{sr}.

Calculando os valores de h_{sr} e de h_{ss}, e substituindo-os na equação (2.6), a radiação solar total ao longo de um dia, Q₀₁, pode então ser calculada por:

$$Q_{01} = \frac{24}{\pi} \frac{I_0}{r^2} \left[h_{ss} \sin \phi \sin \delta + \cos \phi \cos \delta \sin h_{ss} \right] \quad (2.14)$$

Por sua vez, a função $f(A)$ é dada pela seguinte expressão:

$$f(A) = \frac{a'' + 0,5(1 - a' - d) - 0,5 d_a}{1 - 0,5R_g(1 - a' - d_s)} \quad (2.15)$$

em que

a' = coeficiente de transmissão atmosférica médio, para uma atmosfera sem nuvens, sem poeiras, nem humidade, após somente difusão (adimensional);

a'' = coeficiente de transmissão atmosférica médio, para uma atmosfera sem nuvens, sem poeiras, nem humidade, após difusão e absorção;

d_s = coeficiente de atenuação da radiação devida à difusão das poeiras atmosféricas;

d_a = coeficiente de atenuação da radiação devida à absorção das poeiras atmosféricas;

R_g = reflexibilidade da superfície dos terrenos à radiação de ondas curtas (no caso da superfície da água, será $R_g = R_s$).

O valor do coeficiente de transmissão atmosférica, a'' , é dado pela seguinte expressão devida a Orlob e Selna (WRE 1968):

$$a'' = \exp [- (0,465 + 0,134 w) (0,179 + 0,421 \exp (-0,721 m)) m] \quad (2.16)$$

em que os valores de m , a massa de ar óptica, e de w , o teor de água condensável na atmosfera, são dados por:

$$m = \frac{10^{-Z^*/19100}}{\sin \alpha + 0,15 \left(\frac{180}{\pi} \alpha + 3,885 \right)^{-1,253}} \quad (2.17)$$

$$w = 0,86 \exp[-0,111 + 0,0614 \bar{\theta}_d] \quad (2.18)$$

em que

Z^* = altitude do local (metros);

α = altitude do Sol (radianos);

$\bar{\theta}_d$ = ponto de orvalho médio diário (°C) .

De um modo semelhante, o valor do coeficiente de transmissão médio, a' , é dado pela seguinte equação empírica:

$$a' = \exp [- (0,465 + 0,134 w) (0,129 + 0,171 \exp (-0,880 m)) m] \quad (2.19)$$

Todas as variáveis desta última expressão foram previamente definidas.

2.3.3- Radiação atmosférica útil sob a forma de ondas longas

A componente da radiação atmosférica consiste no fluxo útil de energia a partir da massa de ar atmosférica, sob a forma de ondas longas, incluindo as nuvens, após reflexão na superfície da água. Depende da temperatura absoluta do ar, da nebulosidade, e da reflexibilidade da superfície da água.

Pode ser calculada pela aplicação da lei de Stefan-Boltzman para corpos cinzentos. A equação geral é:

$$Q_{at} = E \sigma T_2^4 \quad (2.20)$$

em que

Q_{at} = radiação atmosférica útil de ondas longas (cal/cm².min, ou ly/min);

E = emissividade, dada pela razão entre a radiação a partir de um corpo "cinzento" e a radiação a partir de um corpo "negro" teórico:
 $0 < E < 1$;

σ = constante de Stefan-Boltzman = $4,875 \times 10^{-8}$ kcal/m².hora.K⁻⁴,
 $= 8,13 \times 10^{-11}$ cal/cm².min.K⁻⁴;

T_2 = temperatura absoluta do ar 2 metros acima da superfície (°K).

O valor da emissividade é por sua vez dado por:

$$E = C_{at} T_2^2 \quad (2.21)$$

em que C_{at} é uma constante empírica cujo valor varia entre $0,906 \times 10^{-5}$ e $0,999 \times 10^{-5}$ (em geral, cerca de $0,937 \times 10^{-5}$).

Incorporando os efeitos da nebulosidade e da reflexibilidade, ter-se-á:

$$Q_{at} = C_{at} \sigma T_2^6 (1 + k C^2) (1 - R_t) \quad (2.22)$$

em que

k = coeficiente empírico: $0,04 < k < 0,24$ (em geral, cerca de 0,17);

C = nebulosidade (em décimos);

R_t = reflexibilidade da superfície da água para a radiação atmosférica:
 $0 < R_t < 0,1$ (em geral, $R_t = 0,03$).

2.3.4- Radiação sob a forma de ondas longas a partir da superfície da água

A componente da radiação da superfície da água consiste no fluxo de energia sob a forma de ondas longas a partir da massa de água, emitindo como um corpo "negro" a uma dada temperatura. O seu valor é uma função da emissividade e da temperatura à superfície da água.

A equação geral que fornece o valor da radiação à superfície da água é a seguinte:

$$Q_w = E \sigma T_w^4 \quad (2.23)$$

em que

Q_w = radiação à superfície da água (kcal/m².hora);

E = emissividade da superfície da água: $E \approx 0,96$;

σ = constante de Stefan-Boltzman;

T_w = temperatura absoluta da superfície da água (°K).

2.3.5- Perda de energia devida à evaporação

A energia utilizada na evaporação é uma parcela importante do balanço energético e pode por vezes contribuir para 40% a 70% do fluxo total de energia da massa de água.

A formulação geral deste termo é a seguinte:

$$Q_e = \rho_w L E \quad (2.24)$$

em que

Q_e = perda de energia devida à evaporação (kcal/m².hora);

ρ_w = massa específica da água (kg/m³);

L = calor latente de vaporização: $L = 597,1 - 0,57 \theta_w$ (cal/g);

θ_w = temperatura média da superfície da água (°C);

E = evaporação por unidade de tempo (m/dia).

Existem na literatura diversas expressões para o cálculo da evaporação, quase todas entrando em linha de conta com a velocidade do vento, e o déficit de saturação. Uma expressão geral (TVA 1972) é do tipo:

$$E = N U_2 (e_0 - e_{a2}) \quad (2.25)$$

em que

E = evaporação (mm/dia);

N = constante calculada empiricamente (um valor possível de N é por exemplo $2,79 \times 10^{-2}$ (TVA 1972));

U_2 = velocidade do vento à altura de 2 metros (km/hora);

e_0 = tensão de vapor saturado do ar à temperatura da superfície da água (mbar);

e_{a2} = tensão de vapor do ar à altura de 2 metros da superfície da água, do lado de onde sopra o vento (mbar).

2.3.6- Calor transferido da massa de água para a atmosfera, por efeitos de turbulência

A transferência de calor por convecção, Q_c , ou fluxo de calor sensível, está relacionado com as mesmas variáveis que o termo da evaporação. Esta componente é calculada a partir da seguinte equação semi-empírica:

$$Q_c = \frac{p}{0,622} \rho_w c_p N_c U_2 (\theta_{a2} - \theta_w) \quad (2.26)$$

em que

Q_c = fluxo energético convectivo (kcal/m².hora);

c_p = calor específico do ar (kcal/kg.°C);

p = pressão atmosférica (mbar);

$$N_c = \text{constante empírica} = 1,56 \times 10^{-9} \text{ mbar}^{-1}.$$

Todos os outros termos foram já anteriormente definidos.

2.3.7- Cálculo da energia útil

As cinco componentes da transferência de calor total podem agrupar-se em dois grupos, consoante dependem ou não da temperatura da água à superfície. Os termos dependentes da temperatura da água à superfície na equação 2.1 acima indicada podem ser linearizados por forma a simplificar a técnica de resolução, conduzindo à seguinte expressão:

$$Q_n = \mu - \lambda T \quad (2.27)$$

em que

$$\mu = Q_{sn} + Q_{at} - 7.36 \times 10^{-2} - \rho L (a+bW) (\alpha_j - e_a - 6.1 \times 10^{-4} p T_a);$$

$$\lambda = 1.17 \times 10^{-3} + \rho L (a+bW) (\beta_j + 6.1 \times 10^{-4} p);$$

T = temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$);

ρ = massa específica da água (kg/m^3);

a, b = coeficientes de evaporação;

W = velocidade do vento (m/s);

α_j, β_j = coeficientes empíricos, dependentes da temperatura;

e_a = tensão de vapor do ar (mbar);

p = pressão atmosférica (mbar);

T_a = temperatura do termómetro seco do psicrómetro ($^{\circ}\text{C}$);

L = calor latente de vaporização (kcal/kg).

2.3.8- Penetração do calor na coluna de água

O fluxo de radiação que passa através da superfície da água diminui com a profundidade, devido aos mecanismos de difusão e de absorção, fenómeno que é conhecido por atenuação da luz. A absorção é definida como a diminuição da energia luminosa com a profundidade, à medida que é

transformada em energia térmica da massa de água. Cada comprimento de onda do espectro solar é atenuado de maneira diferente, de modo que o espectro a uma dada profundidade z é diferente do que penetrou originalmente na superfície da água.

O espectro de absorção para a água pura mostra que existe uma absorção quase total da radiação com comprimentos de onda maiores que $1,2 \mu\text{m}$ nos primeiros centímetros abaixo da superfície da água. Quase toda a radiação fora da gama visível (de $0,36 \mu\text{m}$ a $0,76 \mu\text{m}$) é absorvida aproximadamente ao longo do primeiro metro, de forma que só a luz visível penetra em profundidade nas albufeiras (radiação de ondas curtas).

A percentagem da radiação solar incidente total que penetra através do primeiro metro abaixo da superfície da água é baixa, situando-se entre 30 e 40 por cento da que chega à superfície. De acordo com TVA 1972, a razão entre a radiação solar absorvida no primeiro metro abaixo da superfície da água e a radiação total incidente, para diferentes tipos de meios aquáticos, varia entre 61% para a água pura e um valor médio de 65% para as águas oceânicas, atingindo-se em alguns lagos um valor superior a 80%.

Após a absorção inicial na camada superficial de um metro, deixando somente a luz visível monocromática, a atenuação segue muito aproximadamente a relação descrita pela lei de Lambert-Beer:

$$Q_{sz} = Q_{sn} e^{-\eta z} \quad (2.28)$$

em que

Q_{sz} = intensidade de radiação solar à profundidade z ($\text{cal}/\text{m}^2\cdot\text{hora}$);

Q_{sn} = radiação solar útil que atravessa a superfície ($\text{cal}/\text{m}^2\cdot\text{hora}$);

η = coeficiente de extinção global (m^{-1});

z = profundidade (m).

A aplicação da lei de Lambert-Beer assume em geral a homogeneidade das propriedades ópticas da coluna de água, ou seja, pressupõe um valor constante do coeficiente de extinção global, η .

A análise exacta da absorção da radiação solar é um problema extremamente complexo. A penetração da radiação directa e difusa teria de ser tratada em

separado. Por outro lado, as abordagens analíticas dependem em larga escala das propriedades locais da água, caracterizadas pelas variações temporais e espaciais da concentração de partículas suspensas na água e, em particular, de compostos dissolvidos ou da cor. Como tal, os métodos empíricos possibilitam os únicos meios de descrever o complexo fenómeno de absorção da radiação.

No entanto, a evidência experimental indica que a equação 2.28 não é em geral satisfatória para a descrição da atenuação da radiação nas camadas superiores da massa de água, dado que a camada mais superficial absorve uma quantidade de radiação solar proporcionalmente maior. Para efeitos práticos, no desenvolvimento de modelos, poderá ser suficiente subtrair simplesmente uma fracção fixa da radiação total incidente como se fosse totalmente absorvida à superfície, e atenuar a radiação residual de acordo com a lei de Lambert-Beer.

A expressão resultante é a seguinte:

$$Q_{sz} = (1 - \beta) Q_{sn} e^{-\eta z} \quad (2.29)$$

em que

β = razão entre a radiação absorvida perto da superfície e a radiação total incidente.

Dados obtidos em campo apontam para uma grande gama de valores tanto de β como de η , dependendo da presença de partículas em suspensão ou de compostos solúveis. Em água pura, ou em águas extremamente límpidas tal como as do lago Tahoe (Califórnia), β pode ter um valor tão baixo como 30%, enquanto que para águas excepcionalmente turvas toda a radiação de ondas curtas pode ser virtualmente absorvida na camada superficial. Em represas naturais num estado adiantado de eutrofização, onde são frequentes grandes crescimentos de algas, podem obter-se valores do coeficiente de extinção da ordem de 0,5 por metro.

No outro extremo, em águas extremamente límpidas de lagos oligotróficos (tais como o referido lago Tahoe nos Estados Unidos da América, ou o lago Baikal na ex-União Soviética), é possível encontrar valores do coeficiente de extinção tão baixos como 0,02 por metro. Um modo mais preciso de descrever o fenómeno de absorção da radiação solar em tais lagos seria a divisão da radiação incidente em diversas classes de comprimentos de onda,

cada qual com as suas características de coeficiente de extinção e de κ . Todavia, a experiência na modelação de tais sistemas mostrou que tal precisão não é essencial para a simulação de um ciclo anual de temperaturas. A utilização da equação (2.29), com valores apropriados de κ e de β , tem-se mostrado satisfatória para a maioria das aplicações práticas.

2.4- ESTRATIFICAÇÃO TÉRMICA

O principal factor natural que condiciona a qualidade da água numa albufeira, em especial se for profunda, é o das trocas de energia térmica que se verifica à superfície da água. Deve-se na realidade à variação sazonal das condições meteorológicas, e em particular da temperatura do ar, o fenómeno de estratificação e de mistura térmica, que desempenham uma importância fundamental no comportamento da albufeira sob o ponto de vista de qualidade da água.

A ocorrência da estratificação térmica é basicamente devida ao facto de o peso específico da água variar com a temperatura, e às variações sazonais do clima da região. Assim, em países de clima temperado, como em Portugal, a água de uma albufeira encontra-se toda sensivelmente à mesma temperatura no início da Primavera. Com o início da época quente no Verão, a água começa a estratificar-se em duas camadas bem definidas: uma superior, mais quente, denominada epilimnio, e outra inferior, mais fria, designada hipolimnio.

Entre estas duas camadas, e a uma certa profundidade que pode ir de 5 a 15 metros, forma-se uma camada intermédia, denominada termoclina, onde existe um elevado gradiente de temperatura com a profundidade. Em geral, esta estratificação é bem nítida nos meses de Junho a Agosto.

Em finais de Agosto, princípios de Setembro, a temperatura média do ar começa a descer, atingindo-se de novo a determinada altura uma homogeneidade da temperatura na albufeira. Em Outubro ou Novembro dá-se então a chamada inversão térmica, ou subversão, quando o frio provoca uma mistura completa da massa de água, voltando a existir uma distribuição homogénea da temperatura em toda a massa de água.

A estratificação térmica é da maior importância na qualidade da água de uma albufeira ao longo do ano. Durante o período de estratificação, a água do epilimnio mantém-se em circulação, com um teor apreciável de oxigénio dissolvido, dependendo a presença ou não de plancton do facto das águas

serem distróficas ou oligotróficas. A termoclina constitui neste período uma zona de "tampão" sob a qual a água como que estagna, pois não sofre qualquer reoxigenação, podendo mesmo atingir condições anaeróbias.

Estas condições implicam o domínio gradual dos microorganismos anaeróbios que processam a degradação da matéria orgânica bêntica, com a consequente formação de compostos solúveis, tais como substâncias azotadas e ácidas diversas, sais de ferro, manganésio, cálcio, potássio e fósforo, e gases de mau odor, como o metano e o sulfureto de hidrogénio, além do dióxido de carbono.

Entre alguns exemplos de situações deste tipo ocorridas ultimamente em Portugal, pode referir-se o caso da recentemente criada albufeira do Torrão, em que após o seu enchimento começaram a aparecer elevados teores de ferro na água de abastecimento a Marco de Canaveses durante o período de estiagem. A captação desta água localiza-se no aluvião do leito do rio que, no referido período, se encontra a profundidades onde prevalecem condições anóxicas que conduzem à produção de ferro solúvel.

As condições de anaerobiose vão em geral progredindo desde as camadas mais profundas até às camadas menos profundas, até alcançar a termoclina, dependendo o seu ritmo ascensional da quantidade de matéria orgânica presente, da temperatura, e da duração da estratificação térmica.

A inversão térmica que ocorre no Outono provoca a mistura completa de toda a massa de água e o respectivo aumento imediato do teor de oxigénio. A actividade anaeróbia reduz-se rapidamente e volta a cingir-se, como é habitual, às regiões bênticas. O enriquecimento das camadas mais superficiais com nutrientes que se encontravam bloqueados vai dotar estas zonas de águas eutróficas, aumentando assim a probabilidade de crescimento do fitoplancton.

O vento representa também um papel importante na qualidade da água das albufeiras. Em geral, é um factor que favorece a mistura da massa de água no epilimnio, ajudando à homogeneização das suas características.

Em certos casos, e em especial quando se trata de albufeiras pouco profundas, o vento pode mesmo ser determinante na formação de correntes por ele induzidas que desempenham um papel importante na hidrodinâmica da albufeira. Conhecido é também o seu efeito na acumulação de detritos superficiais junto dos paredões das barragens e das margens das albufeiras.

A uma escala de tempo diária, e durante as horas do dia em que há luz, esta motiva a produção de oxigénio pelo fitoplankton, dando como resultado que em muitos casos o teor de oxigénio dissolvido ultrapassa o de saturação nas camadas superficiais de uma albufeira.

2.5- HIDRODINÂMICA

O regime hidrodinâmico de uma albufeira é um dos factores mais importantes do seu comportamento, do ponto de vista da qualidade da água. Uma característica que pode desde logo fazer antever o seu tipo de comportamento é o tempo médio de retenção, definido pela relação entre o volume útil da albufeira e o escoamento médio anual afluído. Assim, um aproveitamento a fio-de-água terá valores de tempo de retenção relativamente baixos, da ordem de dias ou semanas, ao passo que um "grande" aproveitamento, com capacidade de regularização de caudais, terá valores da ordem de anos ou mesmo de décadas.

O balanço hídrico natural é determinado pelo regime de escoamentos (superficiais e subterrâneos) na bacia hidrográfica que serve a albufeira, e que por sua vez é condicionado pelas precipitações e pelas características de ocupação do solo. Ao regime de escoamentos afluídos à albufeira está também normalmente associado um regime de afluências de poluentes.

A evaporação constitui também um factor a ter em conta, em especial pelo papel que pode representar na época de estiagem para as efluências não controladas a partir de uma albufeira. A localização e a fisiografia da albufeira são os factores que mais influência têm nas perdas devidas à evaporação.

Os órgãos de tomada de água de uma barragem, assim como a exploração da mesma, constituem também um factor importante no regime hidrodinâmico da albufeira. De facto, é através do controlo das saídas de água, e da profundidade a que estas se situam, que se estabelece tanto o regime hidrodinâmico na albufeira como as condições na vizinhança das tomadas.

2.6- GEOGRAFIA

Para além das implicações relativas ao clima que a geografia naturalmente determina, em termos de localização e de altitude (e.g. temperatura, insolação, humidade relativa, pressão atmosférica), a fisiografia da região onde se estabelece uma albufeira constitui um factor importante do comportamento do sistema, tanto do ponto de vista hidrodinâmico como do

ponto de vista de qualidade da água. Uma primeira análise das características físicas da albufeira pode, como adiante se verá, ajudar a encarar desde logo uma conceptualização da mesma para fins de modelação.

As características físicas da albufeira com maior interesse são, para além da área e da forma superficial, as variações da área inundada e do volume armazenado com a altura de água, conhecidas por curvas de áreas inundadas e de volumes armazenados. A orientação da superfície da albufeira em relação aos ventos dominantes pode também ser importante, basicamente pela influência dos ventos sobre a circulação e a mistura das camadas superficiais.

2.7- GEOLOGIA

As características geológicas dos solos que constituem o leito da albufeira podem relacionar-se com a qualidade da água da mesma. A matéria mineral e a matéria orgânica, viva ou em decomposição, representam os constituintes que vão interferir com a qualidade da água, uma vez criada a albufeira.

A qualidade da água é alterada quando em contacto com o solo ou a vegetação por vários processos. Em primeiro lugar, a decomposição microbiológica de matérias orgânicas, que liberta compostos solúveis e gases, nomeadamente o dióxido de carbono, que por sua vez aumenta a solubilidade de certos resíduos minerais e orgânicos. Em segundo lugar, a decomposição microbiológica de matérias bênticas na interface solo-água, processo contínuo e anaeróbio, total ou parcialmente. Em terceiro lugar, as trocas iónicas, em condições de saturação, entre as substâncias dissolvidas na água e os colóides argilosos e húmicos do solo. Por último, a lavagem de substâncias minerais e orgânicas presentes no solo e na vegetação, que vão por sua vez alimentar o fitoplâncton ou aumentar o teor em matérias orgânicas.

Uma prática aconselhável que se deverá manter é a de se proceder a uma cuidada remoção da cobertura vegetal dos terrenos que vão ficar submersos pela albufeira. Ainda que esta remoção possa nalguns casos ser considerada muito satisfatória, a qualidade da água nos primeiros tempos de uma albufeira apresenta-se muitas vezes fraca, em especial no que respeita à quantidade de sólidos suspensos e de matéria orgânica. Em alguns casos, e mesmo em Portugal, tem sucedido que, por desconhecimento ou incúria, não se tem procedido a qualquer limpeza da cobertura vegetal dos terrenos a serem

inundados, originando-se um processo de lenta decomposição microbiológica com graves consequências ambientais.

Para além disso, dever-se-á conhecer bem as características dos solos que vão ficar em contacto com a água, para acautelar problemas que daí possam advir. Um caso típico e bem conhecido é o do ferro e do manganês que, em determinadas circunstâncias, podem passar à fase de solução na água.

2.8- GESTÃO E EXPLORAÇÃO DAS ALBUFEIRAS

Outro factor da maior importância na qualidade da água numa albufeira tem a ver com a gestão dos recursos envolventes. A preocupação principal neste aspecto deve centrar-se na questão do lançamento pontual de águas residuais, domésticas ou industriais. De igual modo, são importantes as fontes de poluição difusa, como sejam as devidas às escorrências superficiais que transportam consigo não só sólidos arrastados ou em suspensão, mas também nutrientes provenientes de zonas agrícolas.

O recreio como forma de uso das albufeiras tem tido também uma crescente procura, devendo-se acautelar medidas de protecção da qualidade da água face às solicitações poluentes que daí poderão advir. A este respeito, foi recentemente publicado um decreto regulamentar (Nº 2/88 de 20 de Janeiro), que classifica as principais albufeiras do país de acordo com os usos a que se destinam.

A exploração da albufeira ao longo da sua vida útil reveste-se também de grande importância. Como exemplo, pode citar-se o caso da abertura das descargas de fundo em determinados períodos para promover uma certa limpeza dos fundos lodosos da albufeira e reduzir de algum modo o volume de sedimentos acumulados.

Outra situação importante tem a ver com a tomada de água selectiva, a vários níveis, para fazer face não só às variações do nível da superfície da água, mas também para permitir a extracção da água com melhor qualidade. Durante o Verão, uma descarga superficial numa albufeira estratificada será relativamente quente, bem oxigenada e com baixos teores de nutrientes, ao passo que a água lançada através de tomadas profundas será fria, com pouco oxigénio dissolvido, rica em nutrientes, e poderá eventualmente conter elevadas concentrações de ferro, manganês, e/ou sulfídrico.

Outro exemplo tem a ver logo com o referido primeiro enchimento da albufeira. Ainda que tenha havido uma cuidada limpeza dos terrenos, a matéria orgânica contida no solo começa imediatamente a ser decomposta pelos microorganismos, dando como resultado a libertação de substâncias nutritivas e o desenvolvimento de algas e, portanto, de gostos, cheiros e coloração da água. Inicia-se assim um processo de autodepuração durante o qual, se não houver afluência de novas quantidades significativas de matéria orgânica, a qualidade da água irá melhorar progressivamente.

CAPÍTULO 3 - REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1- DESCRIÇÃO SUMÁRIA

3.1.1- Introdução

O comportamento físico, químico e ecológico das águas superficiais represadas têm constituído o assunto da investigação científica ao longo da história da limnologia. No entanto, só recentemente, nas últimas duas ou três décadas, e através da informática, foi possível desenvolver meios que possibilitam a previsão quantitativa das respostas que os lagos e albufeiras dão a certos estímulos exteriores devidos à Natureza e ao Homem.

O aparecimento dos computadores e o progresso registado nas técnicas computacionais tornaram possível a formulação e a solução de conjuntos de equações que caracterizam explicitamente o comportamento das massas de água. Estas equações, em conjunto com os dados que definem o sistema real e as suas relações com as solicitações exteriores, constituem um modelo matemático do protótipo a estudar. Tal modelo, quando desenvolvido por um programador experimentado, pode ser uma ferramenta útil na investigação, e quando complementado pela experiência profissional e científica pode constituir um precioso adjunto na gestão dos recursos hídricos.

A modelação matemática da qualidade da água em lagos e albufeiras teve o seu maior ímpeto no início dos anos sessenta em países como os Estados Unidos da América, onde as agências de controlo da poluição começaram a mostrar sérias preocupações face à progressiva deterioração da qualidade da água represada. De início foi dada a maior atenção ao controlo do enriquecimento de nutrientes nos lagos e albufeiras, face aos inúmeros casos verificados de eutrofização avançada.

A meio dos anos sessenta ainda não existia capacidade de prever muito mais do que o balanço hídrico global para uma dada albufeira. Não era possível descrever matematicamente os processos de circulação em massas de água profundas e estratificadas, muito menos as complexas interações químicas, bioquímicas e ecológicas que ocorrem na Natureza.

Em Portugal, e até há bem pouco tempo, não existia nenhum trabalho de fundo realizado sobre os processos físicos e químicos que determinam o estado de qualidade da água em albufeiras, podendo dizer-se que os estudos limnológicos realizados se limitavam em geral à caracterização pontual (no espaço e no tempo) de determinada situação relativa a um problema muito específico.

Entre os problemas de menor complexidade que começaram a suscitar o interesse dos investigadores, longe contudo de se tratar de um problema trivial, surge a questão da previsão do regime térmico num reservatório de água, em particular numa barragem com controlo de caudais, causando por consequência impacto nos ecossistemas a jusante. Este problema começou pela primeira vez a ser tratado com o recurso a meios informáticos no início dos anos sessenta, para o estudo dos movimentos migratórios de peixes no sistema de albufeiras com fins de produção de energia hidroelétrica no rio Columbia, nos E.U.A. (ORLOB 1977b).

Os problemas decorrentes da construção de tais barragens sobre a qualidade da água, e em especial sobre a fauna aquática, têm aliás motivado por todo o Mundo estudos baseados em modelos matemáticos, que em bastantes casos têm servido de base à adopção de medidas estruturais, e não estruturais, com vista à mitigação de tais problemas.

3.1.2- Modelos unidimensionais de temperatura

A simulação das variações da temperatura com a profundidade em lagos ou albufeiras estratificadas termicamente tem sido bem conseguida através da aplicação da equação de advecção-difusão a uma dimensão, e da equação de conservação da energia.

Existem basicamente dois modelos matemáticos com estrutura muito semelhante, que têm ainda hoje grande utilização: um, desenvolvido pela empresa norte-americana Water Resources Engineers, Inc. (WRE 1968), e outro, pelo Laboratório Parsons, no Massachusetts Institute of Technology, MIT (HUBER 1972).

Ambos utilizam os processos de cálculo do balanço térmico que foi desenvolvido pelo Laboratório de Engenharia do Tennessee Valley Authority (TVA 1972).

As técnicas de solução numérica são diferentes nos dois modelos: o primeiro é explícito, e o segundo é implícito. Contudo, os resultados são comparáveis, e em geral com boa concordância com os valores observados no protótipo. Ambos os modelos encontram-se bem documentados.

3.1.3- Modelos unidimensionais de qualidade da água

A modelação de outras características da qualidade da água em albufeiras foi uma continuação lógica da modelação da temperatura, e foi levada a cabo tanto pela WRE como pelo MIT no início dos anos setenta (ORLOB 1977b).

Um modelo ecológico-de qualidade da água foi proposto originalmente por Chen (CHEN e ORLOB 1975) à Agência de Protecção do Ambiente dos E.U.A. (Environmental Protection Agency, EPA) em 1968, tendo conduzido ao modelo LAKECO . Este modelo, que inclui 22 variáveis de estado diferentes, tanto bióticas como abióticas, tem sido aplicado com sucesso tanto pelos seus autores como pelas autoridades nos E.U.A. em simulações das mudanças da qualidade da água no Lago Washington, bem como em muitos outros reservatórios de água.

O grupo de trabalho do MIT fez uma extensão do seu modelo de temperatura para incluir a simulação do Oxigénio Dissolvido (OD) e da Carência Bioquímica de Oxigénio (CBO), e demonstrou a sua aplicação aplicando-o à albufeira de Fontana, no sistema de recursos hídricos da Autoridade do Vale do Tennessee, TVA (MARKOFFSKY e HARLEMAN 1973).

Um melhoramento na técnica de solução para os modelos unidimensionais da qualidade da água em albufeiras foi introduzido por BACA e ARNETT 1976, com o método dos elementos finitos. O modelo resultante, que possui a maior parte das capacidades do LAKECO, evita problemas de difusão numérica, instabilidade, e de adaptação a gradientes elevados.

Posteriormente, e com uma abordagem de modelação diferente das anteriores, surge o modelo lagrangiano de IMBERGER 1978. Baseado na aplicação de balanços de energia cinética turbulenta em camadas de espessura variável, este modelo permite a simulação simultânea das distribuições da temperatura e da salinidade em reservatórios de água de pequena ou média dimensão. O modelo só utiliza quatro constantes "universais", que podem ser avaliadas a partir de medições de campo.

O modelo dinâmico unidimensional DYRESM surge em 1980 desenvolvido por Imberger (IMBERGER 1981), tendo sido aplicado com sucesso para a previsão da temperatura e da salinidade em lagos e albufeiras de pequena e média dimensão. O modelo possui somente um coeficiente de calibração, que não varia significativamente de uma albufeira para outra.

MOORE et al. 1981a desenvolveram um modelo unidimensional para a simulação dinâmica da qualidade da água da albufeira de Wahiawa, nas ilhas Hawai. Era dado um ênfase especial à simulação do nível da superfície livre da albufeira, bem como da temperatura e do oxigénio dissolvido. Este modelo apresentava contudo a inovação relativa à introdução dos efeitos do arejamento artificial da albufeira.

Mais recentemente, o Laboratório de Ambiente de Vicksburg, nos Estados Unidos da América (WES 1986) desenvolveu o modelo CE-QUAL-R1, que descreve a distribuição vertical da energia térmica e das substâncias químicas e biológicas de uma albufeira ao longo do tempo. Este modelo destina-se ao estudo da qualidade da água antes e depois da construção de uma dada albufeira, bem como à avaliação dos efeitos da exploração da mesma.

3.1.4- Modelos bidimensionais de circulação

Excelentes revisões de literatura sobre a modelação das correntes, ou circulação em lagos, devida ao vento, encontram-se feitas em SIMONS 1973 e em CHEN et al. 1975. Estes trabalhos mostram basicamente que existe uma boa capacidade de modelação bidimensional de reservatórios de água com mistura vertical.

Na sua forma mais simples, com a consideração de uma única camada, foram aplicados modelos de agitação devida a tempestade aos Grandes Lagos (PLATZMAN, 1963) e a zonas costeiras de pouca profundidade (HANSEN 1962 e REID e BODINE 1968). Os modelos deste tipo permitem a descrição aproximada da circulação induzida por ventos e diferenças de pressão associadas à ocorrência de tempestades.

Melhores simulações da circulação em sistemas de pouca profundidade podem encontrar-se nos modelos para estuários com mistura vertical, tais como o de LEENDERTSE 1967, MASCH 1969, WALDROP e FARMER 1973 e CODELL 1973.

Baseados nas equações do movimento a duas dimensões, estes modelos permitem uma boa representação do campo de velocidades e dos níveis da superfície livre, em condições de grande variabilidade temporal relacionadas com o vento, maré, ou fluxos hidrológicos. Estes modelos utilizam malhas ortogonais de cálculo, usando diferenças finitas centradas no espaço, e em geral recorrendo aos métodos de resolução numérica do tipo de duplo varrimento com direcções alternadas, ou do tipo leapfrog. Tanto os métodos explícitos como os implícitos são utilizados nestes modelos, que possuem boa documentação e têm tido uma vasta aplicação.

Uma alternativa interessante para a modelação de sistemas bidimensionais com mistura vertical, é o modelo de elementos finitos desenvolvido por KING e NORTON 1975, que utiliza elementos de forma triangular, rectangular ou curva, e de tamanho variável, para representar com detalhe as fronteiras (margens) irregulares e as particularidades topográficas do protótipo. LIGGETT 1969, GALLAGHER 1975 e CHEN et al. 1975 demonstraram as potencialidades deste método para sistemas lagunares de pouca profundidade.

3.1.5- Modelos multicamadas de reservatórios de água

Como é sabido, a densidade da água é função da temperatura, do teor em sais, e do teor em sólidos suspensos. A estratificação devida à densidade da água requer um maior rigor na representação matemática dos fenómenos hidromecânicos dos reservatórios de água.

O modelo multicamadas para lagos devido a Simons, e designado em CHENG 1976 por tipo I, é bem representativo deste tipo de modelos, que têm sido aplicados com razoável sucesso a vários dos Grandes Lagos e ao Lago Vanern na Suécia (SIMONS 1977, ORLOB 1977b). No primeiro dos casos constatou-se que o modelo era muito sensível aos coeficientes determinados empiricamente, tais como os coeficientes de difusividade, e que uma redução no detalhe do modelo e na sua elegância conceptual poderia ser bem justificada por um compromisso face aos custos de computação.

Os modelos bidimensionais de escoamentos em meios estratificados desenvolvidos para simularem o comportamento de albufeiras de forma alongada e estreita são bem representados pelo modelo de elementos finitos RMA2, desenvolvido por KING e NORTON 1975, e pelo modelo de diferenças finitas de EDINGER e BUCHAK 1975. Estes modelos foram testados

preliminarmente através de ensaios laboratoriais e, no caso do RMA2, adaptado para a simulação de sistemas estuarinos. A falta de dados do protótipo impossibilitou uma verificação directa da capacidade deste modelo.

O modelo RMA2 tem sofrido melhoramentos ao longo dos últimos anos, prevendo-se para breve a sua comercialização através do Hydrological Engineering Center (U. S. Army Corps of Engineers) para computadores pessoais, em ambiente MS/DOS.

3.1.6- Modelos bidimensionais e tridimensionais de qualidade da água

A modelação do transporte e dispersão de substâncias conservativas em lagos com pouca profundidade é representada pelo modelo de LAM e SIMONS 1976, que foi aplicado ao Lago Erie. O problema das substâncias não conservativas, incluindo o fitoplankton e os nutrientes, foi tratado no modelo da Green Bay por PATTERSON 1975, e no modelo de produtividade de fitoplankton da parte ocidental do Lago Erie devido a DiToro (DITORO 1975).

Em cada um destes exemplos os modelos foram corridos a partir de um campo de correntes conhecido através de observações de campo, ou de um modelo de circulação. O modelo de Lam e Simons tratou o sistema lacustre como tendo mistura vertical (uma camada), ou como sendo estratificado (duas camadas), ao passo que os outros modelos assumiam a homogeneidade na vertical.

O fenómeno de eutrofização tem sido modelado pela aplicação do princípio do balanço geral de nutrientes que foi primeiramente apresentado por VOLLENWEIDER 1969 e mais tarde por SNODGRASS e O'MELIA 1975, LARSEN e MERCIER 1975, e BELLA 1976. Exemplos de uma representação mais completa a duas e três dimensões das variações temporais das interacções nutrientes-biota em sistemas lagunares são dados pelos modelos de THOMANN 1975, e de CHEN 1975, para o Lago Ontário.

Três tipos diferentes de modelos foram apontados por Thomann, desde um modelo simples de 3 camadas (epilimnio, hipolimnio, bentos), até um modelo com 7 camadas e 67 segmentos e até 15 variáveis. Só o modelo LAKE1, o de 3 camadas, foi verificado com medições feitas no protótipo.

O modelo do Lago Ontário, devido a Chen, considerava 15 classes diferentes de substâncias bióticas e abióticas, e aumentava consideravelmente a

compartimentação biológica do seu antecessor, o modelo LAKECO. O lago era representado por 41 elementos de superfície e 7 camadas, dando um total de 209 unidades físicas discretizadas. O modelo foi testado para demonstrar a sua capacidade funcional, mas nunca foi verificado.

O modelo CLEANER, um modelo ecológico para lagos que contempla até 34 variáveis de estado, é um produto do Programa Biológico Internacional (International Biological Program), desenvolvido no Instituto Politécnico de Rensselaer (PARK 1976). Este modelo reduz o "lago" a uma coluna com um metro quadrado de superfície que pode ser dividida até dez células para permitir a resolução na vertical. O modelo foi aplicado a uma variedade de situações, incluindo os lagos George e Sarasota, no estado norte-americano de Nova Iorque, e a vários lagos na Europa.

O "estado dos conhecimentos" de modelação ecológica ou de qualidade da água é ainda hoje possivelmente bem representado pelos modelos de produtividade de fitoplankton da autoria de DITORO 1975, de THOMANN 1975, e de CHEN 1975. O modelo CLEANER, atrás referido, vem juntar a estes modelos a caracterização biológica em reservatórios.

Mais recentemente, Buchak e Edinger desenvolveram o modelo LARM2 (WES 1982) para a simulação da hidrodinâmica e do transporte de poluentes em albufeiras. Este modelo é homogéneo lateralmente, ou seja, é bidimensional no plano X-Z (longitudinal - vertical), e tem a possibilidade de adicionar ou eliminar segmentos longitudinais durante a subida ou a descida do nível de água da albufeira.

3.1.7- Modelos de exploração de reservatórios e sistemas de reservatórios múltiplos

Os primeiros modelos de exploração de albufeiras foram desenvolvidos em sistemas de uma única albufeira, tendo em vista a obtenção de curvas guia optimizadas para a programação das descargas, ou seja, para satisfazer os consumos dentro de certas limitações operacionais prescritas. Os métodos de programação linear e dinâmica foram intensamente explorados no final dos anos cinquenta, princípio dos anos sessenta, tendo como resultado uma variedade de modelos estocásticos explícitos.

Face aos elevados custos computacionais, mesmo para problemas simples, foram investigados métodos mais eficientes. Foram então analisados métodos implícitos que, apesar de aplicados de início a uma única albufeira,

mostraram um potencial considerável para adaptações a sistemas mais complexos de múltiplas albufeiras.

Durante a década de sessenta foram examinados métodos para simplificar as estratégias de exploração em sistemas de albufeiras múltiplas, tendo por exemplo a regra de decisão linear sido proposta por REVELLE et al. 1969. A idéia foi bastante controversa, tendo havido muitos debates sobre o conservadorismo dos resultados obtidos.

No final dos anos sessenta, e princípio dos anos setenta, a Direcção de Desenvolvimento Hidráulico do Texas (Texas Water Development Board, TWDB 1972) desenvolveu uma série de modelos de simulação - optimização para o planeamento da Trans Texas Division, um sistema de 18 albufeiras e canais interligados. Uma característica deste desenvolvimento foi o uso do algoritmo "out-of-kilter" (FULKERSON 1961), que consistia numa técnica especializada de programação linear. Posteriormente, a programação linear foi utilizada para se definirem caudais garantidos dentro de uma bacia hidrográfica (LOUCKS 1976).

Os modelos de simulação como o HEC-3 (HEC 1971), o SYMYLD-II (TWDB 1972) e, mais recentemente, o HEC-5 (HEC 1982), tornaram-se importantes ferramentas para o planeamento de sistemas de albufeiras múltiplas. Utilizados em conjunto com as técnicas de programação linear ou dinâmica servindo de filtro, podem reduzir os custos de exploração de uma infinidade de alternativas para soluções "óptimas" (ACRES 1973, SIGVALDASON 1976).

Desenvolvimentos recentes na modelação de sistemas de albufeiras múltiplas têm mostrado tendência para a combinação de modelos de simulação e de optimização. Os modelos de simulação continuarão a constituir uma técnica importante no planeamento de sistemas que apresentam uma parte substancial de benefícios ligados ao uso da água expressos em termos não-económicos.

Os modelos implícitos de optimização estocástica, fazendo a optimização para uma dada sequência hidrológica, parecem demonstrar a capacidade de redução de custos, ao mesmo tempo que possibilitam a obtenção de informação útil sobre o melhor modo de explorar o sistema. O algoritmo "out-of-kilter", a programação dinâmica diferencial discreta, a programação dinâmica por aproximações sucessivas, e a decomposição linear-dinâmica

são assuntos de contínua investigação. Recentemente, em GEORGAKAKOS 1985, é apresentado um novo método para a exploração em tempo real de sistemas de albufeiras, designado por controlador ELQG (Extended Linear Quadratic Gaussian).

3.1.8- Modelos especiais

Existe um número relativamente apreciável de modelos especiais para reservatórios de água. Entre eles inclui-se um modelo de propagação de escoamentos entre os Grandes Lagos, nos E.U.A., e um de simulação da qualidade da água (grandezas conservativas) em sistemas de reservatórios.

Um modelo interessante foi também o desenvolvido para a simulação da qualidade da água numa albufeira com um contra-embalse a jusante para permitir o bombeamento de caudais para o interior do reservatório ("pumped-storage"). Este modelo permitiu verificar que era possível obter uma melhoria da qualidade da água na albufeira mediante uma modificação das regras de bombeamento (CHEN e ORLOB 1972c). Outros modelos dizem respeito à estimação da acumulação de sedimentos em albufeiras, ao cálculo do armazenamento nas margens das albufeiras, ou ainda à previsão das consequências de deslizamentos de terras para dentro de albufeiras.

Ainda numa fase talvez embrionária para a simulação da qualidade da água, deve também referir-se a recente técnica designada por autómatos celulares. Esta abordagem, conceptualmente distinta das técnicas numéricas tradicionais, tais como os métodos de diferenças finitas ou de elementos finitos, recorre à discretização do sistema em estudo num grande número de pequenos elementos atribuindo a cada elemento, ou "célula", um determinado conjunto de propriedades cuja evolução no tempo pode ser analisada. Alguns trabalhos já realizados utilizando esta técnica mostraram que existe um grande potencial para a sua aplicação, sendo a rapidez de cálculo uma das principais vantagens evidenciadas.

3.1.9- Conclusões e recomendações

Constata-se que o "estado dos conhecimentos" da modelação matemática da qualidade da água em lagos ou albufeiras é razoavelmente bem representado por alguns modelos de simulação, que vão desde os modelos unidimensionais de temperatura e qualidade da água em sistemas com estratificação, até aos modelos multicamadas, de circulação induzida pelo vento, e ecológicos, para grandes reservatórios de água.

As dificuldades encontradas na aquisição de relatórios e outro material descritivo de modelos existentes sugere que a documentação sobre o assunto é, por si, bastante pobre. Há pois a necessidade de se promover a disseminação de informação útil entre possíveis utilizadores, e de se desenvolverem mecanismos institucionais para a transferência de tecnologia relativa a meios de modelação para o planeamento e a gestão dos recursos hídricos.

3.2- MODELOS UNIDIMENSIONAIS DE TEMPERATURA

3.2.1- Resenha histórica

Entre as primeiras tentativas de caracterizar matematicamente o comportamento de reservatórios de água, destacam-se os trabalhos de limnologistas, que tentaram explicar o ciclo térmico anual e a formação da termoclina. McEWEN 1929 e HUTCHINSON 1957 estimaram coeficientes de transferência de calor usando perfis de temperatura. ERTTEL 1954 desenvolveu um modelo de difusão para a formação da termoclina, assumindo um coeficiente de difusão constante, independente do tempo e da profundidade. Estas iniciativas não tiveram contudo êxito na obtenção de uma representação credível do ciclo anual completo da energia térmica em albufeiras.

A necessidade de simular o ciclo térmico anual de reservatórios de água cresceu em especial a seguir à segunda Grande Guerra, com a construção de inúmeras barragens, e em especial nos E.U.A.. RAPHAEL 1962b desenvolveu uma técnica manual para o cálculo do balanço energético de albufeiras em projecto, que aplicou com sucesso a várias albufeiras da bacia do rio Columbia, e à albufeira de Oroville, na Califórnia (RAPHAEL 1962a). O método permitia uma estimativa razoável das temperaturas da água lançada para jusante, mas não conseguia dar uma boa descrição da distribuição térmica vertical dentro da albufeira. Burt (BURT 1958, 1960, 1963) também desenvolveu um algoritmo semelhante que aplicou às albufeiras da região do Noroeste dos E.U.A..

Os primeiros esforços para introduzir em computador as técnicas de cálculo do balanço térmico devidas a Raphael e a Burt, surgem a meio da década de sessenta, e devem-se essencialmente a dois grupos independentes, uma empresa consultora privada, e uma instituição académica.

A empresa Water Resources Engineers, Inc., desenvolveu um modelo para a simulação das variações de temperatura em albufeiras profundas e estratificadas (WRE 1968), que desde então tem sido utilizada como uma ferramenta de gestão. De igual modo, o Laboratório Parsons do MIT produziu um modelo semelhante que veio a servir de veículo para uma sucessão de desenvolvimentos de investigação no "estado dos conhecimentos" da modelação de reservatórios de água (HUBER 1972). Uma contribuição importante para o desenvolvimento de ambos os modelos foi o estudo intensivo das trocas energéticas em albufeiras que foi levado a cabo pelo Laboratório de Engenharia do TVA (TVA 1972).

Neste capítulo abordar-se-ão principalmente os modelos de temperatura do WRE e do MIT, dado que eles tipificam o "estado dos conhecimentos" durante o período do final dos anos sessenta até ao início dos anos setenta. Serão ainda abordados os modelos desenvolvidos pelo Laboratório Aeronáutico de Cornell (SUNDARAM 1970), e os de STEFAN 1975, BACA e ARNETT 1976 e IMBERGER 1978. Entre estes últimos, os de Cornell e de Stefan foram só aplicados a alguns casos especiais com interesse meramente académico, e não serão aqui revistos em pormenor.

3.2.2- Formulação para a previsão de temperatura

A representação conceptual de uma albufeira profunda e estratificada como uma sucessão unidimensional de elementos isotérmicos, é uma característica comum aos modelos do WRE e do MIT. Tal arranjo é ilustrado na Figura 3.1.

Assume-se que todos os fluxos de calor e de massa ocorrem na direcção do eixo vertical (z), através de planos horizontais que definem volumes de controlo discretos, tais como os que estão identificados como elementos $j-1$, j , e $j+1$ na mesma figura. Para cada um destes elementos, com determinada espessura, geralmente tomada com um valor constante Δz , podem-se escrever as equações de conservação de massa e de energia:

Conservação de massa:

$$\frac{\dot{\bar{V}}_j}{\dot{z}_t} = Q_j - Q_{j+1} - Q_{j-1} + Q_{0j} \quad (3.1)$$

em que

\bar{V}_j = volume do elemento de controlo j (L^3);

Q = taxa de escoamento vertical (L^3T^{-1});

Q_i = escoamento entrado por advecção no plano horizontal para o volume de controlo (L^3T^{-1});

Q_o = escoamento saído por advecção no plano horizontal para o volume de controlo (L^3T^{-1});

t = tempo.

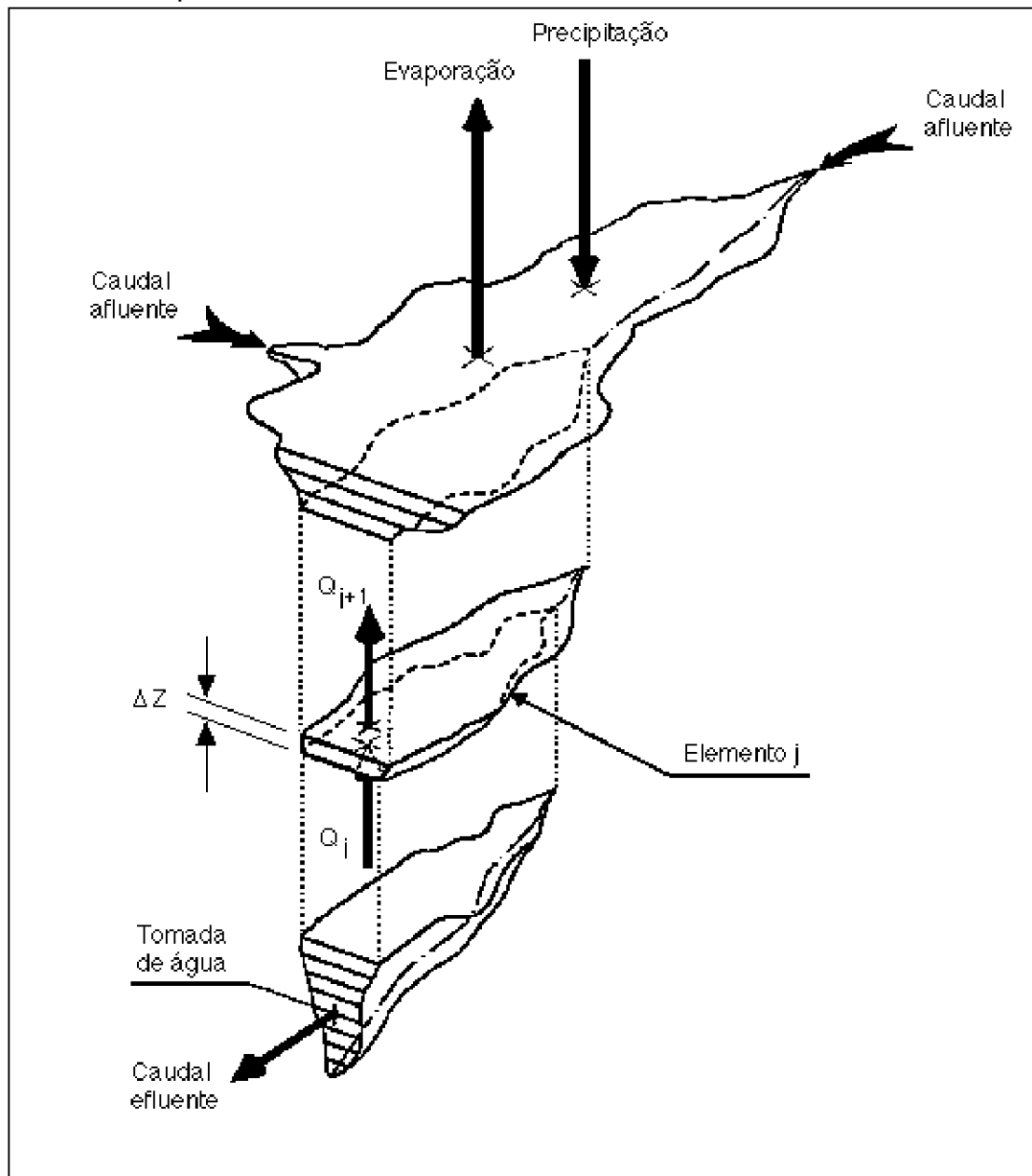


Figura 3.1 - Representação conceptual de uma albufera estratificada (WRE, 1968)

Todos os escoamentos são função do tempo. Deve notar-se que, excepto para o elemento superficial, será $\partial V_j / \partial t = 0$.

Conservação do calor:

$$\frac{\dot{H}_j}{\dot{Z}_t} = [(h_i - h_o + h_{sz})_j - (h_{w,j} - h_{w,j+1}) + (h_{d,j} - h_{d,j+1})] \quad (3.2)$$

em que

H_j = quantidade de calor do elemento j (calorias):

$$H_j = c \rho V_j T_j$$

com c = calor específico ($\text{cal M}^{-1} \text{ } ^\circ\text{C}^{-1}$),

ρ = massa específica (ML^{-3}), e

T_j = temperatura ($^\circ\text{C}$),

h_i = calor transportado por advecção pelo caudal afluente (cal T^{-1}):

$$h_i = c \rho Q_j T_j$$

h_o = calor extraído pelo caudal efluente (cal T^{-1}):

$$h_o = c \rho Q_o T_o$$

h_{sz} = insolação directa (cal T^{-1}):

$$h_{sz} = \int_z^{z+\Delta z} q_{sz} a_z dz$$

com q_{sz} = intensidade de radiação solar à profundidade z :

$$q_{sz} = (1 - \beta) q_{sn} e^{-\eta z}$$

q_{sn} = radiação solar útil que penetra na superfície,

β = relação entre a radiação absorvida à superfície e a radiação incidente útil,

η = coeficiente de extinção geral,

a_z = área horizontal à profundidade z (L^2),

h_w = calor conduzido por advecção ao longo do eixo vertical (cal T^{-1}):

$$h_{wz} = c \rho Q T_z$$

h_d = calor difundido ao longo do eixo vertical:

$$h_{dz} = c \rho E_z a_z \partial T / \partial z$$

com E_z = coeficiente de difusão.

Exprimindo o balanço de energia térmica em termos de temperatura, ter-se-á:

$$\frac{\partial (V_j q_j)}{\partial t} = (Q_i q_i - Q_o q_o)_j + \left(\frac{1}{c r} \int_z^{z+\Delta z} q_{sz} a_z dz \right)_j -$$

$$- Q_j q_j + Q_{j+1} q_{j+1} + \left(E a \frac{\partial q}{\partial z} \right)_j - \left(E a \frac{\partial q}{\partial z} \right)_{j+1}$$

(3.3)

A solução da equação 3.3 em ordem a T_j ($j=1,2,3,\dots,n$) exige o conhecimento de V_j , a , Q_i , Q_o , q_{sz} e E . $V_j(z)$ e $a(z)$ são características físicas que, para um dado Δz , podem ser obtidas através das curvas de áreas inundadas e de volumes armazenados da albufeira.

3.2.3- Advecção local

Na versão inicial do modelo WRE (ORLOB e SELNA 1968), assumia-se que as afluências locais, com uma temperatura T_i , entrariam num único elemento V_j tal que $T_j > T_i > T_{j-1}$. Os caudais efluídos ocorreriam nos elementos que cobrissem a dimensão vertical da(s) tomada(s) de água.

Numa modificação posterior do modelo realizada para a EPA (NORTON 1968), os caudais efluentes eram uniformemente distribuídos numa camada estimada pelo critério de Debler (DEBLER 1965), e em função do número de Froude densimétrico na zona da tomada de água. A análise de sensibilidade efectuada indicou que não se justificava adoptar a distribuição do caudal efluente segundo um padrão de forma gaussiana face à falta de informação sobre os campos de velocidades na região das estruturas de tomada de água.

O modelo do MIT (HUBER 1972), em contraste com o do WRE, que utiliza o critério de Debler, utiliza a relação teórica de KAO 1965 para estimar a espessura da camada das efluências:

$$\delta = 4,8 \left(\frac{q^2}{g \epsilon} \right)^{1/4} \quad (3.4)$$

em que

δ = espessura da camada de efluências com velocidade uniforme que se aproxima de um sumidouro linear (L);

q = caudal saído por unidade de largura da albufeira (L^2T^{-1});

g = aceleração da gravidade (LT^{-2}), e

$$\varepsilon = \frac{1}{\rho} \frac{d\rho}{dz}$$

O escoamento é distribuído segundo um padrão de forma gaussiana numa camada que se assume possuir uma espessura duas vezes superior ao valor dado pela equação 3.4. Deve notar-se que todavia não existe qualquer verificação de campo para este procedimento.

No modelo do MIT, os caudais afluentes são também distribuídos segundo um padrão gaussiano que usa um desvio padrão no campo das velocidades que está "relacionado com alguma característica de dimensão linear do espalhamento da distribuição de velocidades afluentes, tal como a altura de água da linha de água afluente".

3.2.4- Afluxo de radiação solar

O fluxo útil de radiação solar para a coluna de água que se dá na interface ar-água, Q_{sn} , ou é medido de forma directa, ou é estimado a partir de medições meteorológicas de acordo com certos procedimentos, tais como os desenvolvidos pelo Laboratório de Engenharia do TVA (TVA 1972).

O afluxo de radiação solar a um determinado elemento específico de controlo na coluna de água é obtido pela integração de $Q_{sz}(z).a_z(z)$ entre os limites de z e $z+\Delta z$. Um caso especial é o do elemento mais elevado que recebe o calor útil transferido através da interface ar-água, menos o que passa através do fundo do elemento, ou seja,

$$\frac{d(\bar{V}_1 \theta_1)}{dt} = \frac{1}{c_p} [\beta Q_{sn} + Q_{at} + Q_{ws} + Q_e + Q_c] a_0 + \frac{1}{c_p} [(1-\beta) Q_{sn} e^{-\eta z_1}] a_1 \quad (3.5)$$

em que

\bar{V}_1 = volume do elemento de superfície (L^3);

θ_1 = temperatura do elemento superficial ($^{\circ}C$);

a_0 = área superficial da albufeira (L^2);

a_1 = área do fundo do elemento de superfície (L^2);

z_1 = espessura do elemento de superfície (L);

c = calor específico ($\text{cal M}^{-1} \text{ } ^\circ\text{C}^{-1}$);

ρ = massa específica (ML^{-3});

Q_n = transferência útil de calor na interface ar-água ($\text{cal L}^{-2} \text{ T}^{-1}$);

Q_{sn} = fluxo útil de calor devido à radiação atmosférica;

Q_{at} = fluxo útil de calor devido à radiação solar;

Q_{ws} = fluxo de calor devido à radiação da superfície da água;

Q_e = fluxo de calor devido à evaporação;

Q_C = fluxo de calor devido à turbulência;

β = relação entre a radiação absorvida e a radiação afluyente útil;

η = coeficiente de extinção geral.

3.2.5- Difusão efectiva

Para além do transporte advectivo na direcção do eixo vertical, o calor também é transportado por difusão molecular e por turbulência, que pode ser tratada num domínio fluído infinito como um processo aleatório análogo ao do movimento molecular. No laboratório, na ausência de turbulência, o processo é virtualmente de movimento molecular, mas na natureza o fenómeno de mistura observado, verdadeiramente aleatório ou não, resulta do transporte de calor que excede largamente o que poderia ser esperado somente por processos moleculares. Para além disso, o simples facto de se adoptar uma aproximação unidimensional de um sistema real a três dimensões continuamente em movimento, sugere a necessidade de uma representação empírica dos processos combinados que influem no transporte de calor observado.

O modelo do WRE de Orlob e Selna utilizava um "coeficiente de difusão efectiva", derivado da aplicação da equação de advecção-difusão aos dados

observados de temperatura. Esta abordagem foi mais tarde modificada (NORTON 1968) para se ter em conta o efeito atenuador da estratificação da densidade, fazendo o coeficiente E_z uma função de $1/\rho(d\rho/dz)$. Mais tarde, e com a aplicação prática, verificou-se que com este refinamento não melhorava a calibração do modelo. Na prática, utiliza-se normalmente um valor constante de E , várias ordens de grandeza superior ao coeficiente de difusão molecular.

Este parâmetro, essencialmente empírico, sofre ainda durante a fase de calibração do modelo algum ajustamento, por forma a incluir os efeitos de processos naturais e numéricos associados à solução das equações do modelo. HUBER 1972 notou que em laboratório os coeficientes de difusão numérica aparente, calculados segundo o método de BELLA e DOBBINS 1968, são inferiores ao dobro do valor molecular, enquanto que no campo são "geralmente inferiores a cerca de 20 vezes do valor molecular".

Em estudos posteriores, HARLEMAN e HURLEY 1976 encontraram valores do coeficiente de difusão de cerca de 100 vezes os de difusão molecular, usando dados da albufeira de Fontana. Foi observado que quando o transporte de calor é dominado pela advecção, tal como sucede em albufeiras com tomadas de água profundas, a alteração do coeficiente de difusão vertical por um factor de 100 introduz um desvio muito pequeno nos perfis de temperatura previstos. Tem havido tentativas no sentido de se relacionar o coeficiente de difusão com as propriedades hidrodinâmicas da albufeira (HENDERSON-SELLERS 1976), mas não têm sido muito utilizadas face à falta de conhecimento do campo de correntes dentro das albufeiras.

3.2.6- Técnica de solução

A solução da equação 3.3 é obtida através do estabelecimento de um conjunto de diferenças finitas para o sistema discretizado, de acordo com a notação da Figura 3.2. Para o elemento j , a equação de diferenças finitas para a variação da temperatura em V_j é:

$$\begin{aligned} \dot{\theta}_j = & \left\{ \frac{1}{V_j} (Q + \frac{Ea}{\Delta z_j}) \right\} \theta_{j-1} - \left\{ \frac{1}{V_j} (\frac{Ea}{\Delta z_j}) + \frac{1}{V_j} (\frac{Ea}{\Delta z_{j+1}}) + \frac{1}{V_j} (Q_{j+1} + Q_{0j} + \dot{V}_j) \right\} \theta_j \\ & + \left\{ \frac{1}{V_j} (\frac{Ea}{\Delta z_{j+1}}) \right\} \theta_{j+1} + \frac{1}{V_j} (Q\theta)_j + \frac{1}{V_j} (\frac{q_{sza}}{c_p})_j \end{aligned} \quad (3.6)$$

Na forma matricial, a equação 3.6 toma a seguinte forma:

$$\theta_{t+\Delta t} = \frac{\Delta t}{2} \ddot{\theta}_{t+\Delta t} + \left(\frac{\Delta t}{2} \dot{\theta}_t + \theta_t \right) \quad (3.9)$$

em que θ_t , $\dot{\theta}_t$ e a sua derivada $\ddot{\theta}_t$ são conhecidas no instante t . Retirando os índices de tempo, pode escrever-se:

$$\theta_j = \frac{\Delta t}{2} \ddot{\theta}_j + b_j \quad (3.10)$$

e, na forma matricial,

$$\{\theta\} = \frac{\Delta t}{2} \{\ddot{\theta}\} + \{b\} \quad (3.11)$$

em que $\{b\}$ é uma matriz de θ e da sua derivada para o instante t .

A equação 3.11 é então substituída na equação 3.7, resultando:

$$[I] \{\ddot{\theta}\} = [S] \{b\} + \frac{\Delta t}{2} [S] \{\ddot{\theta}\} + \{P\} \quad (3.12)$$

que pode ser simplificada para:

$$[S^*] \{\ddot{\theta}\} = \{P^*\} \quad (3.13)$$

em que

$$[S^*] = [I] + 0,5 \Delta t [S], \text{ e}$$

$$\{P^*\} = [S] \{b\} + \{P\}$$

Os passos computacionais avançam no tempo do seguinte modo:

- 1º) Forma-se $\{b\}$ a partir das condições iniciais ou a partir dos valores mais recentemente calculados de $\{\theta\}$ e $\{\dot{\theta}\}$;
- 2º) A partir dos valores conhecidos dos coeficientes e das condições de fronteira, determina-se para o final de cada intervalo de tempo os valores de $[S]$, $\{P\}$, $[S^*]$ e $\{P^*\}$;
- 3º) Resolve-se a equação 3.13 em ordem a $\{\ddot{\theta}\}$;
- 4º) Resolve-se a equação 3.11 em ordem a $\{\theta\}$;
- 5º) Repete-se para todos os intervalos de tempo seguintes.

Deve notar-se que a solução para o caso de regime permanente, ou seja, $\dot{\theta}=0$, é rapidamente obtida pela resolução de

$$[S] \{T\} = - \{P\} \quad (3.14)$$

que é um caso particular da equação 3.7.

A técnica de solução implícita atrás descrita provou ser eficiente para muitas aplicações práticas. Tem as vantagens inerentes da estabilidade na solução numérica, e a flexibilidade de adaptação a variações temporais nas condições de fronteira, preservando simultaneamente a precisão e a economia da solução. Num estudo do Lago Ross, no rio Skagit, discretizado num sistema de 73 elementos ($\Delta z = 2$ metros), a simulação de um ciclo térmico anual (365 dias com $\Delta t = 0,25$ dias) exigiu cerca de 140 segundos para o cálculo computadorizado com um Univac 1108, Exec II (NORTON e KING 1975).

Uma técnica de solução explícita alternativa foi usada no modelo do MIT (RYAN e HARLEMAN 1971) em que o conjunto de equações é resolvido em ordem ao espaço ($j=1, 2, 3, \dots, n$) para os instantes de cálculo sucessivos ($t=1, 2, 3, \dots, k$). O método requer o cumprimento do seguinte critério de estabilidade:

$$\Delta t < \frac{1}{2} \left(\frac{\Delta z}{E} \right)^2 \quad (3.15)$$

e

$$\Delta t < \left(\frac{\Delta z}{Q} \right) \frac{a}{Q} \quad (3.16)$$

em que E é o coeficiente de difusão e Q/a é a velocidade média de advecção vertical. Deve haver certo cuidado na selecção do valor de Δt , em especial nos casos em que é necessário algum detalhe espacial, i.e., pequenos Δz , ou quando as condições hidrológicas ou de exploração impõem grandes volumes de escoamentos afluídos ou efluídos.

Os elementos próximos dos níveis das albufeiras onde se situam as descargas de fundo constituem por vezes restrições à escolha de Δz e Δt . Este método requer normalmente menos capacidade de armazenamento do computador do que o método implícito, mas esta vantagem pode ser anulada no caso do valor do Δt exigido pelas equações 3.15 ou 3.16 for muito menor

que o necessário para uma representação significativa das variações temporais da temperatura.

A experiência na aplicação do modelo do MIT a albufeiras de grande dimensão como a de Fontana, sugere que pode ser aplicado com eficiência. A simulação de 306 dias para um sistema de 50 elementos, usando um Δt igual a 1 dia e um Δz igual a 2 metros, exigiu somente 100 segundos para a sua execução num IBM 360/65.

3.2.7- Comentários finais

Os modelos do WRE e do MIT têm sido ambos amplamente usados, estão bem documentados, e, quando aplicados devidamente por analistas experientes, permitem obter razoáveis resultados. Um teste comparativo destes dois modelos com o do Cornell Aeronautical Laboratory (PARKER 1975) elegeu o do MIT pela sua facilidade de utilização e melhor documentação geral. Contudo, a versão usada do modelo do WRE não havia sido obtida do seu autor original, nem este havia sido consultado quando houve lugar ao esclarecimento de certas questões. O modelo havia sido modificado por outros para se aplicar a um caso particular. Este problema surge aliás muitas vezes na transferência de modelos para outros utilizadores, e consiste essencialmente em se manter uma documentação padrão e uma consistência de produto oferecido.

As limitações mais importantes destes modelos atribuem-se ao facto de tratarem a albufeira como um sistema unidimensional. Quando a estratificação é nítida e a albufeira é profunda e com uma extensão superficial relativamente reduzida, os resultados são em geral satisfatórios. Pelo contrário, quando a estratificação é fraca ou mesmo inexistente, ou quando o protótipo é longo e estreito, ou largo e pouco profundo, a hipótese de homogeneidade horizontal admitida no modelo é por vezes bastante distante da realidade. Para tais casos, serão necessárias representações a duas e a três dimensões.

3.3- MODELOS UNIDIMENSIONAIS DE QUALIDADE DA ÁGUA

3.3.1- Introdução ao problema de modelação da qualidade da água

Havendo a capacidade de se representar o ciclo térmico anual em albufeiras estratificadas, o avanço seguinte na arte de modelação foi no sentido de se fazer a extensão dos modelos de temperatura unidimensionais para a

caracterização dos ciclos correspondentes de qualidade da água. Isto foi pela primeira vez conseguido através da aplicação da equação unidimensional de advecção-difusão à mesma estrutura conceptual usada para os modelos de temperatura (Figuras 3.1 e 3.2), adicionando-se os termos para vários outros processos envolvidos e relacionados com parâmetros de qualidade da água.

O referido modelo do WRE foi primeiramente adaptado por NORTON 1968 para descrever a detenção de parâmetros de qualidade conservativos no Lago Washington para várias estratégias de gestão da água. Mais tarde, este modelo modificado serviu de base para um modelo ecológico mais completo de qualidade da água desenvolvido para simular as variações temporais e espaciais tanto nas substâncias bióticas como nas abióticas numa albufeira eutrofizada (CHEN e ORLOB 1972, 1975). Seguindo a mesma abordagem geral usada para o modelo de temperatura, as equações de conservação de massa foram escritas para cada parâmetro individual. Os sistemas de equações eram resolvidos implicitamente, de um modo muito semelhante ao do descrito para o modelo de temperatura.

O modelo do MIT desenvolveu-se numa direcção semelhante, numa série de etapas, para tratar uma série de parâmetros seleccionados de qualidade da água, começando com a clássica relação OD-CBO (MARKOFSKY e HARLEMAN 1973). Em ambos os modelos foram posteriormente introduzidos melhoramentos pelos utilizadores, que pretenderam aplicá-los a problemas concretos (BACA 1973, 1974 e CHEN e ORLOB 1972, 1975).

Posteriormente, uma abordagem original foi apresentada por IMBERGER 1978, envolvendo um balanço da energia cinética turbulenta num sistema lagrangiano unidimensional. O mesmo autor apresenta em 1980 o modelo dinâmico unidimensional DYRESM (IMBERGER 1981), tendo sido aplicado com sucesso para a previsão da temperatura e da salinidade em lagos e albufeiras de pequena e média dimensão.

O modelo possui somente um coeficiente de calibração, que não varia significativamente de uma albufeira para outra. O modelo foi verificado em termos de variações da temperatura e da salinidade em alguns lagos de grande dimensão, e com poucos dados de campo. Aparentemente, o modelo representa bem as mudanças bruscas da estrutura dos reservatórios de água em consequência de grandes afluências de salinidade, forte erosão, ventos fortes, e arrefecimento invernal.

O modelo unidimensional de MOORE (MOORE et al. 1981a) foi desenvolvido para a simulação dinâmica da qualidade da água da albufeira de Wahiawa, nas ilhas Hawai. Este modelo apresentou a inovação relativa à introdução dos efeitos do arejamento artificial do hipolimnio da albufeira. Mais tarde, o mesmo autor aplicou o modelo WQRRS (HEC 1978) à mesma albufeira, tendo obtido bons resultados na simulação dinâmica dos perfis verticais de temperatura e de oxigénio dissolvido (MOORE et al. 1981b).

O modelo CE-QUAL-R1, desenvolvido pelo Laboratório de Ambiente de Vicksburg (WES 1986), descreve a distribuição vertical da energia térmica e das substâncias químicas e biológicas de uma albufeira ao longo do tempo. Este modelo destina-se ao estudo da qualidade da água antes e depois da construção de uma dada albufeira, bem como à avaliação dos efeitos da exploração da mesma. Para além disso, o modelo incorpora os problemas de qualidade da água associados à eutrofização e às condições anaeróbias.

Presentemente, vários outros modelos ecológicos-de qualidade da água para albufeiras estratificadas estão em uso tanto nos Estados Unidos como em outros países. Entre estes, encontra-se um que é representativo, que foi desenvolvido originalmente pelo WRE (CHEN e ORLOB 1975), e que está na base do modelo WQRRS (HEC 1978). A sua formulação é descrita de seguida.

3.3.2- Relações ecológicas - qualidade da água

As relações ecológicas - qualidade da água numa albufeira estratificada estão esquematicamente ilustradas nas Figura 3.3 e 3.4. O diagrama separa o fluxo geral de energia nas suas diversas formas através de uma sucessão de níveis tróficos dentro de um sistema aquático caracterizado por parâmetros de qualidade tais como o oxigénio dissolvido, dióxido de carbono, nutrientes primários, sólidos em suspensão, detritos, e sedimentos do fundo. As transformações de energia (ou massa) são tidas em conta sendo reguladas pelos processos de crescimento, respiração, mortalidade, predação e decomposição, que por sua vez são governados por parâmetros de qualidade ambiental tais como a temperatura, toxicidade e nutrientes.

O sistema ecológico - qualidade da água decomposto é altamente conjugado, ou seja, os balanços de energia ou massa para compartimentos individuais no sistema estão invariavelmente ligados a alguns dos outros. Contudo, apesar da aparente complexidade do sistema (muito simplificado em relação à

realidade), é possível desenvolver uma formulação plausível para um modelo ecológico - de qualidade da água. Isto é conseguido do modo que a seguir se descreve.

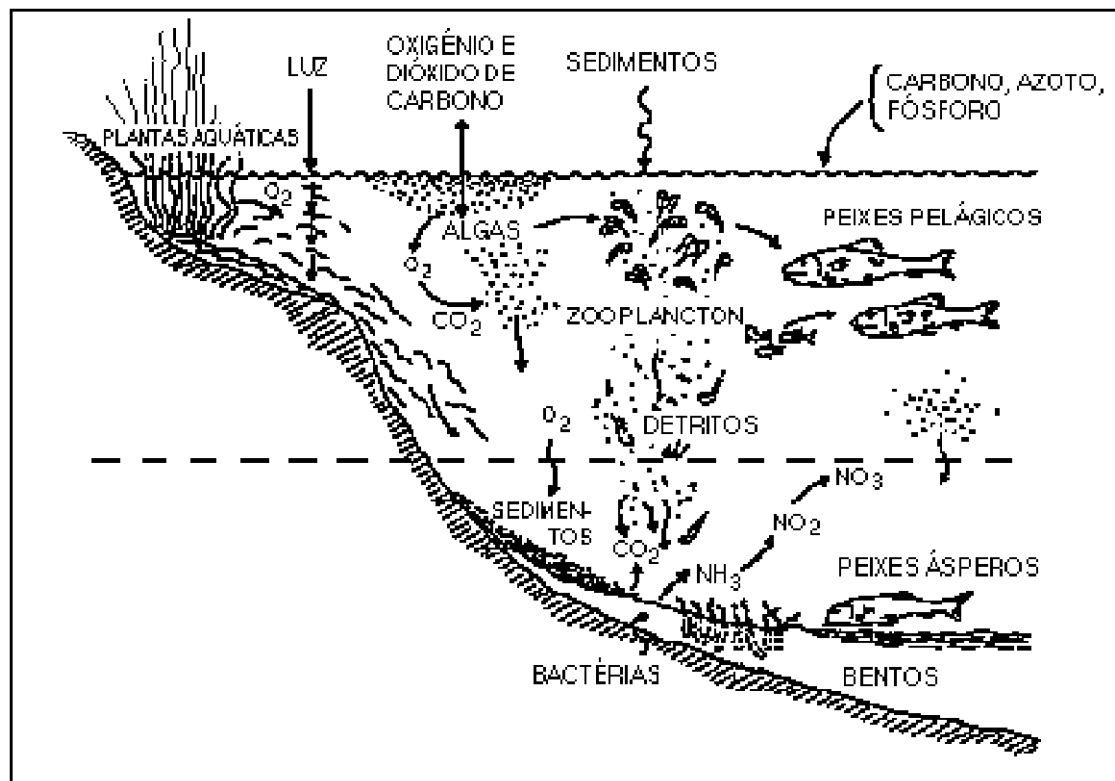


Figura 3.3 - Relações ecológicas num ambiente de uma albufeira (CHEN e ORLOB 1972).

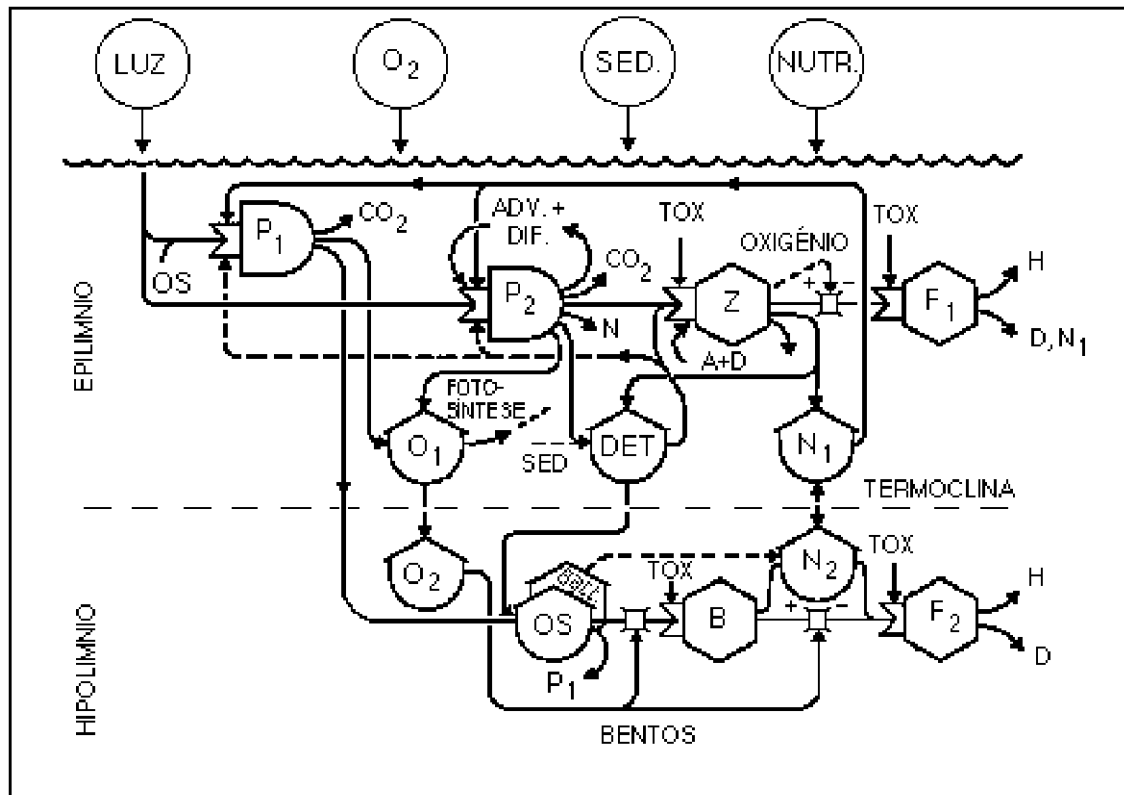


Figura 3.4 - Esquemática das relações ecológicas num ambiente de uma albufeira (CHEN e ORLOB 1972).

A equação geral de conservação de massa, a uma dimensão, para um elemento j de uma albufeira estratificada, é a seguinte:

$$\frac{\partial(V_j C_j)}{\partial t} = -Q_j C_j + Q_{j+1} C_{j+1} + \left(E_a \frac{\partial C}{\partial z} \right)_j - \left(E_a \frac{\partial C}{\partial z} \right)_{j+1} + C_j \frac{\partial V_j}{\partial t} + V_j \frac{dC}{dt} \quad (3.17)$$

em que C_j é a concentração de qualquer constituinte que se move com a massa de fluido, e a derivada total dc/dt representa todos os outros processos para além da advecção e da difusão que actuam para a variação da concentração no volume de controlo V_j . Equações deste tipo podem ser escritas para quaisquer parâmetros de qualidade, tanto independentemente, como conjugadas através da definição da derivada local. Para ilustrar, veja-se a formulação necessária para se descrever o balanço de oxigénio dissolvido numa albufeira estratificada, tal como se vê nas Figuras 3.3 e 3.4.

O oxigénio dissolvido, como uma propriedade intrínseca da água no seu estado natural, move-se com a massa de fluido, ou seja, é transportado por advecção e por difusão; é fornecido à albufeira através dos caudais afluentes, por rearejamento através da superfície, e por oxigenação fotossintética; é também consumido pelos processos de oxidação química e bioquímica, e

pela respiração dos seres vivos. A equação de balanço de massa para um elemento de volume V , tendo em conta todos os processos, é a seguinte:

$$\frac{dO}{dt}V = -A + D - O \dot{V} + a_s K_2 (O^* - O) - K_1 L V - K_s a_b (OS)^* - \beta_1 \alpha_1 (NH_3) V - \beta_2 \alpha_2 (NO_2) V - \beta_3 \alpha_3 (DET) V - K_b (r_p P) V + K_b (\mu_p P) \gamma V \pm S_o \quad (3.18)$$

em que

O = concentração de oxigénio dissolvido (ML^{-3});

O^* = concentração de saturação de oxigénio dissolvido (ML^{-3});

V = volume (L^3);

A = advecção (MT^{-1});

D = difusão (MT^{-1});

a = área inundada à altitude do elemento (L^2);

a_s = área superficial (só para o elemento superior) (L^2);

K_2 = coeficiente de rearejamento (LT^{-1});

K_1 = coeficiente da carência bioquímica de oxigénio (T^{-1});

L = carência bioquímica de oxigénio última (ML^{-3});

K_4 = coeficiente da carência bentónica de oxigénio (LT^{-1});

a_b = área do fundo associada ao elemento j : $j = a_j - a_{j-1}$ (L^2);

$(OS)^*$ = acumulação de sedimentos orgânicos, por unidade de área do fundo (ML^{-2});

NH_3 = concentração de azoto amoniacal (ML^{-3});

NO_2 = concentração de nitritos (ML^{-3});

DET = concentração de detritos (ML^{-3});

$\alpha_1, \alpha_2, \alpha_3$ = equivalência estequiométrica com o oxigénio para o azoto amoniacal, nitritos e detritos (MM^{-1});

$\beta_1, \beta_2, \beta_3$ = coeficientes de decaimento para o azoto amoniacal, nitritos e detritos (T^{-1});

P = concentração de fitoplâncton (ML^{-3});

r_p = taxa de respiração (T^{-1});

μ_p = taxa de crescimento (T^{-1});

K_b = coeficiente de actividade do biota (adimensional);

γ = factor de oxigenação estequiométrico para o crescimento de algas (MM^{-1}).

A análise da equação 3.18 revela a evolução da modelação da qualidade da água de uma simples descrição do transporte de massa até aos processos biológicos mais complexos. Os três primeiros termos da equação representam os processos físicos primários de transporte de oxigénio pelo movimento do fluido, ou seja, advecção, difusão, e variação do volume. Os três termos seguintes, rearejamento, CBO, e carência bentónica de oxigénio, correspondem à formulação de Streeter-Phelps para a curva "SAG" de oxigénio em sistemas fluviais a uma dimensão. As carências de azoto para a oxidação da amónia em nitritos, e dos nitritos em nitratos, estão incluídos a seguir.

A respiração de formas vivas, tipificadas neste exemplo pelas algas, é uma constante perda de oxigénio. O oxigénio pode ser fornecido ao sistema pela fotossíntese, tanto por algas soltas à superfície, como por vegetação aquática agarrada ao fundo, e identificada com o elemento. Por último, inclui-se um termo de fontes e/ou perdas para ter em conta a advecção local de oxigénio dissolvido para ou a partir do elemento.

Para se completar a formulação do modelo, e seguindo o padrão da equação 3.18, resta escrever equações semelhantes para cada uma das variáveis independentes indicadas na Figura 3.4. No modelo LAKECO, desenvolvido pelo WRE, e em outros modelos ecológicos-de qualidade da água semelhantes, encontram-se habitualmente conjuntos de vinte e mais equações.

3.3.3- Aplicabilidade dos modelos unidimensionais de qualidade da água

Nos primeiros estudos limnológicos da estrutura térmica de lagos foi constatado que durante o período de maior estratificação havia uma variação de temperatura relativamente pequena ao longo de um plano horizontal paralelo à superfície. Embora em lagos de grandes dimensões os gradientes longitudinal e lateral fossem facilmente associados a fenómenos de variação temporal, tais como condições hidrológicas extremas ou perturbações devidas ao vento, esses gradientes eram rapidamente dissipados por forças gravitacionais, e o lago era devolvido a uma condição em que as variações dominantes da temperatura ao longo da maior parte do ciclo anual se davam na direcção vertical.

Para lagos ou albufeiras de dimensão pequena a média (como regra geral, com um comprimento do seu eixo principal inferior a 50 km), a representação da estrutura térmica a uma dimensão provou, experimentalmente, ser adequada. As excepções são as albufeiras relativamente estreitas e profundas, e as que têm uma capacidade de armazenamento relativamente pequena comparada com o volume afluente.

De acordo com ORLOB 1983, um critério que pode ser utilizado para dar uma orientação sobre a aplicabilidade de uma representação unidimensional, é o que tem por base o cálculo do número de Froude densimétrico da albufeira. Este parâmetro adimensional, que compara as forças de inércia, representadas por uma velocidade média de escoamento, com as forças que tendem a manter a estabilidade densimétrica, é dado pela expressão seguinte:

$$Fr = \frac{U}{[(\Delta\rho / \rho_0) g d]^{1/2}} < \frac{1}{\pi} \quad (3.19)$$

em que

$U = Q / bd$ = velocidade média de escoamento (LT^{-1});

Q = caudal (L^3T^{-1});

d = profundidade média (L);

$\Delta\rho$ = variação da massa específica ao longo da profundidade d (ML^{-3});

ρ_0 = massa específica de referência (ML⁻³);

g = aceleração da gravidade (LT⁻²).

Se o comprimento e o volume da albufeira forem introduzidos como parâmetros característicos, a equação 3.19 torna-se:

$$Fr = \frac{1}{d} \frac{Q}{V} \left(\frac{\rho_0}{g\beta} \right)^{1/2} \quad (3.20)$$

em que

l = comprimento (L);

$V = lbd$ = volume (L³);

$\beta = \Delta\rho / d$ = gradiente de densidade (ML⁻⁴).

As albufeiras profundas e bem estratificadas, para as quais os modelos unidimensionais são bem adequados, são aquelas para as quais $Fr \ll 1/\pi$. As albufeiras, ou lagos, mal estratificados, para os quais uma representação bidimensional é certamente necessária para se obter uma descrição da relação entre a temperatura (densidade) e a velocidade, são aquelas que de um modo geral apresentam valores tais que $0,1 < Fr < 1,0$. Os sistemas com mistura completa são definidos como sendo os que apresentam valores de Fr superiores à unidade.

As albufeiras bem representadas pelos modelos unidimensionais, referidos neste capítulo, são as que apresentam uma estratificação nítida ($Fr \ll 1/\pi$), e para as quais é consistente com a realidade a hipótese admitida de planos isotérmicos horizontais ao longo de toda a massa de água estratificada. Estes casos devem portanto ser vistos como unidimensionais do ponto de vista matemático, e deve estar implícito que a mistura do calor introduzido num plano horizontal é instantânea e completa. Os únicos gradientes que se consideram são pois os que existem no plano vertical. Deve referir-se que os modelos que emergiram a partir destes pressupostos, embora possam parecer restritivos à primeira vista, constituem na realidade uma classe importante de modelos, cobrindo muitas aplicações de interesse prático, e dando as bases para o desenvolvimento mais aprofundado de modelos ecológicos e de qualidade da água.

3.3.4- Técnica de solução

A solução do conjunto de equações resultante é feita no modelo LAKECO, e também no modelo WQRRS (HEC 1978), por um processo implícito tal como o atrás descrito para o modelo de temperatura (equações 3.6 a 3.14). Para uma sucessão de elementos $j-1$, j , e $j+1$, as equações de balanço de massa para um constituinte C são as seguintes:

$$C_{j-1}' = \alpha_{j-1,1}C_{j-2} - \alpha_{j-1,2}C_{j-1} + \alpha_{j-1,3}C_j + \beta_{j-1} \quad (3.21a)$$

$$C_j' = \alpha_{j,1}C_{j-1} - \alpha_{j,2}C_j + \alpha_{j,3}C_{j+1} + \beta_j \quad (3.21b)$$

$$C_{j+1}' = \alpha_{j+1,1}C_j - \alpha_{j+1,2}C_{j+1} + \alpha_{j+1,3}C_{j+2} + \beta_{j+1} \quad (3.21c)$$

que, escritas na forma matricial, resultam em

$$[I] \{ \dot{C} \} = [A] \{ C \} + \{ R \} \quad (3.22)$$

em que $[I]$ é a matriz identidade, $[A]$ é uma matriz tridiagonal dos coeficientes na equação 3.21, e $\{R\}$ é um vector com todos os parâmetros e fontes e/ou sumidouros de C .

A equação 3.21 transforma-se pelo método de aceleração linear, resultando:

$$\{ \dot{C} \} = \frac{\Delta t}{2} \{ \dot{C} \} + \{ B \} \quad (3.23)$$

em que $\{B\}$ é uma matriz com os valores de $\{C\}$ e de $\{C'\}$ mais recentemente calculados. Substituindo na equação 3.22, vem então:

$$[A^*] \{ \dot{C} \} = \{ R^* \} \quad (3.24)$$

em que

$$[A^*] = [I] + \frac{\Delta t}{2} [A]$$

e

$$\{ R^* \} = [A] \{ B \} + \{ R \}$$

A sequência de cálculo é a seguinte:

- 1º) Forma-se $\{B\}$ a partir das condições iniciais, ou dos valores de $\{C\}$ e de $\{C'\}$ mais recentemente calculados;
- 2º) Formam-se $[A]$, $\{R\}$, $[A^*]$ e $\{R^*\}$ a partir da distribuição de caudais conhecida e das condições de fronteira, no final do intervalo de tempo de cálculo Δt ;

3º) Resolve-se em ordem a {C'};

4º) Resolve-se em ordem a {C};

5º) Repete-se para os vários instantes de cálculo.

Quando se trata de resolver para múltiplos parâmetros, alguns dos quais se conjugam por inter-relações ecológicas - de qualidade da água, é necessário ou adoptar valores do passo de cálculo anterior, ou estipular uma sequência de resolução que permita calcular as variáveis mais "independentes" em primeiro lugar, de modo a que os seus valores possam ser usados nos cálculos subsequentes. No modelo LAKECO, a sequência de resolução começa com a temperatura, seguida das substâncias conservativas, substâncias não conservativas que não estão interligadas, e.g., CBO e coliformes, peixes, bentos, zooplankton, algas, detritos, oxigénio dissolvido, e CO₂.

3.3.5- Técnica de solução alternativa

BACA e ARNETT 1976 formularam um modelo de qualidade da água que segue a abordagem geral atrás descrita, mas que usa a técnica de elementos finitos para a sua resolução. A equação de advecção-difusão pode ser escrita na sua forma geral como:

$$L[C] = \frac{\partial C}{\partial t} + w \frac{\partial C}{\partial z} - \frac{\partial}{\partial z} \left(E_z \frac{\partial C}{\partial z} \right) + \lambda C - s \quad (3.25)$$

em que

C = concentração (ML⁻³);

w = velocidade de advecção vertical (LT⁻¹);

E_z = coeficiente de difusão (L²T⁻¹);

λ = taxa de decaimento (ou crescimento) (T⁻¹);

s = fonte (ou perda) (ML⁻³T⁻¹).

Pode ser desenvolvido um sistema de equações para o domínio de elementos finitos através da forma funcional de C no espaço do elemento,

$$C \approx \tilde{C} = a + b; \quad (3.26)$$

Para uma aproximação linear, os coeficientes a e b são definidos por:

$$\begin{Bmatrix} a \\ b \end{Bmatrix} = \frac{1}{2z} \begin{bmatrix} z_{j+1} & -z_j \\ -1 & 1 \end{bmatrix} \begin{Bmatrix} C_j \\ C_{j+1} \end{Bmatrix} \quad (3.27)$$

Utilizando o método dos resíduos ponderados de Galerkin, a equação de base do modelo pode ser posta na forma de integral, tal que:

$$\chi = \int_R L[C] W_i dz \quad (3.28)$$

em que W_i é um conjunto arbitrário de funções de ponderação. Se a função de aproximação W_j para \tilde{C} for tomada a mesma que para W_j de acordo com o método de Galerkin, virá então:

$$\tilde{C} = \sum_{j=1}^k C_j W_j \quad (3.29)$$

e

$$\tilde{C}(z,t) = [W_1, W_2] \begin{Bmatrix} C_j \\ C_{j+1} \end{Bmatrix} \quad (3.30)$$

em que as funções de ponderação são dadas por:

$$W_1 = \frac{1}{2z} (z_{j+1} - z) \quad (3.31)$$

e

$$W_2 = \frac{1}{2z} (z - z_j) \quad (3.32)$$

Expandindo a equação 3.29, e integrando por partes, resulta:

$$\chi = \int_R \left[\frac{\partial C}{\partial t} W_i + W \frac{\partial C}{\partial z} W_i - E_z \frac{\partial C}{\partial z} \frac{\partial W_i}{\partial z} + \lambda C W_i - S W_i \right] dz \quad (3.33)$$

expressão esta que pode ser fraccionada de tal forma que

$$\chi = \sum_{j=1}^n \chi_j^e \quad (3.34)$$

em que n é o número de subdomínios. Esta última expressão pode ser expandida para dar:

$$\chi = \int_{z_1}^{z_2} [\] dz + \int_{z_2}^{z_3} [\] dz + \dots + \int_{z_{m-1}}^{z_m} [\] dz \quad (3.35)$$

Os termos individuais na função de Galerkin, equação 3.29, e a forma expandida, equação 3.35, são aproximadas por:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = [W_1 \ W_2] \begin{Bmatrix} \dot{C}_j \\ \dot{C}_{j+1} \end{Bmatrix} \quad (3.36)$$

$$\frac{\partial C}{\partial z} = \begin{bmatrix} -\frac{1}{2\Delta z} & \frac{1}{2\Delta z} \end{bmatrix} \begin{Bmatrix} C_j \\ C_{j+1} \end{Bmatrix} \quad (3.37)$$

e

$$\frac{\partial W_j}{\partial z} = \begin{bmatrix} -\frac{1}{2\Delta z} & \frac{1}{2\Delta z} \end{bmatrix} \quad (3.38)$$

Substituindo estas quantidades na função de Galerkin, para um dado subdomínio, obtém-se um conjunto de integrais que pode ser calculado por:

$$\int_{z_j}^{z_{j+1}} W_1^\gamma W_2^\beta dz = \frac{\gamma! \beta! \Delta z}{(\gamma + \beta + 1)!} \quad (3.39)$$

A partir destes integrais resultam expressões específicas para as derivadas temporais, advecção, difusão, decaimento, e fontes. Avaliando, somando e juntando termos, conduz-se a uma equação matricial geral da seguinte forma:

$$[I] \dot{\{C\}} = [S] \{C\} + \{R\} \quad (3.40)$$

em que $[I]$ é a matriz identidade, $[S]$ é a matriz tridiagonal dos coeficientes de C , e $\{R\}$ é um vector de todos os parâmetros e fontes exteriores de C conhecidos. A solução da equação para cada parâmetro de qualidade é obtida de acordo com o método previamente descrito para a equação 3.22, ou seja, o procedimento adoptado pelo modelo WRE de albufeiras profundas, e pelo modelo LAKECO (NORTON 1968, HEC 1978).

As vantagens da técnica de elementos finitos citadas por Baca e Arnett residem na ausência de efeitos de "mistura numérica", estabilidade da solução, flexibilidade na grandeza do intervalo de tempo de cálculo, e na adaptabilidade a gradientes acentuados. A experiência obtida com a

aplicação deste método a sistemas ainda mais complexos, envolvendo processos hidrodinâmicos, parecem confirmar estes atributos (GALLAGHER et al. 1973).

3.3.6- Modelo dinâmico unidimensional de albufeiras

Na abordagem desenvolvida em IMBERGER 1978, introduz-se um maior rigor na modelação hidrodinâmica de albufeiras de pequena e média dimensão. Construiu-se um modelo lagrangiano unidimensional, formando um conjunto de equações de balanço de energia cinética turbulenta. Usando a notação de Imberger, a variação da energia potencial média numa lâmina de controlo é dada por:

$$\frac{dV}{dt} = \Lambda_k + \Lambda_S - \Lambda_T - \Lambda_L - \Lambda_D \quad (3.41)$$

em que

V = energia potencial;

Λ_k = fluxo superficial da energia cinética turbulenta;

Λ_S = taxa de produção da energia cinética turbulenta pela tensão no fundo;

Λ_T = taxa temporal de variação do aumento da energia cinética turbulenta na lâmina (ou coluna);

Λ_L = taxa de perda de energia pela radiação de ondas internas no fluido;

Λ_D = taxa total de energia dissipada pela viscosidade;

t = tempo.

Baseando-se em recentes investigações oceanográficas, Imberger transformou a equação 3.41 numa lei simples do tipo:

$$\frac{1}{q} \frac{dh}{dt} = \frac{C_k}{Ri} \quad (3.42)$$

em que

q = escala da velocidade de turbulência característica;

h = profundidade da camada de mistura;

t = tempo;

C_k = constante que determina a taxa de entrada, e

Ri = número de Richardson = $\alpha \Delta\theta g h / q^2$,

em que α é o coeficiente de expansão da água, $\Delta\theta$ é a variação da temperatura, e g é a aceleração da gravidade.

A taxa de entrada é estimada a partir do comportamento do protótipo em termos de duas escalas de profundidade características, h_0 e h_1 , que determinam a efectividade das misturas convectiva e do vento, respectivamente.

A mistura de turbulência efectiva, que se relaciona com o transporte vertical da energia cinética turbulenta, é determinada empiricamente com base na profundidade da albufeira, nas diferenças de densidade que se verificam da superfície para o fundo, e num tempo de mistura característico. Propõe-se um modelo de fluxo constante dado por:

$$\varepsilon(z) = \frac{\bar{k} H^2}{T_m S} \quad (3.43)$$

em que

$\varepsilon(z)$ = coeficiente de mistura turbulenta efectiva ao longo do eixo vertical z ;

H = profundidade da albufeira;

T_m = escala de tempo de mistura = $V / (P_1 + P_2)$;

em que P_1 e P_2 são as taxas de energia das afluências de caudal e vento, respectivamente;

S = estabilidade, dada por

$$S = - \frac{d\rho}{dx} \frac{H}{\rho(0) - \rho(H)}$$

\bar{k} = constante da albufeira.

A aplicação do modelo envolve a estimativa de quatro constantes "universais" a partir do comportamento observado no protótipo: C_d , um coeficiente de arrasto dos caudais afluentes; k , a constante de proporcionalidade do coeficiente de difusão (Eq. 3.43); e h_0 e h_1 , as profundidades de atenuação para a energia do vento e da flutuação mecânica (buoyancy). Ao aplicar o modelo à albufeira de Washington na Austrália, Imberger obteve os melhores resultados para as constantes fazendo a simulação durante períodos representativos em que só uma das quatro constantes era dominante. Para este caso, encontraram-se valores de C_d de cerca de $8,5E-03$, de k igual a $4,8E-04$, $h_1 = 5$ metros, $h_0 = 20$ metros, e α variava de 0 a $1,0E-04$ m²/s.

O procedimento para se aplicar o modelo de Imberger é o que se explica de seguida. A albufeira é dividida em camadas de espessura arbitrária para as quais os valores iniciais de temperatura, salinidade, densidade, volume, etc., são conhecidos. A energia térmica superficial, calculada por uma subrotina meteorológica, é adicionada de acordo com uma lei de penetração exponencial, em intervalos de um quarto de hora, até um dia, ou quando a camada superficial sofreu um arrefecimento de 3°C.

Uma rotina de mistura ajusta então as instabilidades para produzir um novo perfil de densidade que é subsequentemente relaxado pelo coeficiente de difusão calculado pela Eq. 3.43. Segue-se então o ajustamento devido à entrada de energia pelas aflúências, e à extracção de energia pelas efluências. A continuidade do volume é mantida dentro de cada camada lagrangiana, e os planos de fronteira são seguidos à medida que se movem para cima ou para baixo. Não é admitida a convecção entre camadas.

Na simulação da albufeira Washington, com o modelo DYRESM (Dynamic Reservoir Model) uma corrida típica de 100 dias requeria 5,5 segundos de CPU por dia de simulação, num computador Cyber 73. Os resultados preliminares do modelo calibrado deram uma excelente perspectiva da capacidade do modelo simular variações de temperatura e de salinidade numa albufeira de dimensão média sujeita a condições de exploração bastante complexas.

3.4- MODELOS DE CIRCULAÇÃO A DUAS DIMENSÕES

3.4.1- Antecedentes e necessidade

A revisão da modelação matemática de reservatórios de água que foi feita até aqui limitou-se aos sistemas estratificados, em que a hipótese da

homogeneidade horizontal era adequada. Na realidade, o facto de muitas albufeiras de pequena e média dimensão apresentarem esta característica, pelo menos durante parte do tempo, reveste-se de grande conveniência para o modelador. Permite-lhe pois o "luxo" de poder ignorar as complexidades do comportamento hidrodinâmico da albufeira, em favor da resolução de um problema mais simples.

Não se deve nem pode contudo dar uma ênfase demasiado ao facto de que uma fundamentação sólida para uma simulação credível do comportamento do protótipo a qualquer nível de modelação do ambiente aquático - físico, químico ou biológico - se baseia exclusivamente numa representação correcta dos processos advectivos que governam o transporte de substâncias identificadas com a massa de fluido. Parte da argumentação que por vezes se estabelece sobre os méritos e deméritos da equação de advecção-difusão, em especial sobre o termo difusivo, esbarra na falha, deliberada ou inadvertida, da consideração do movimento primário da massa de fluido.

O facto da difusão à escala molecular não poder ter em conta o transporte vertical de calor, nem a sua condução por simples advecção, é um sinal claro de que as caracterizações de energia térmica, e de transferência de massa e de quantidade de movimento, a uma dimensão, são no máximo rudimentares. Os próximos passos importantes na modelação de reservatórios de água, alguns dos quais já foram feitos, são no sentido dos processos circulatórios de lagos e de albufeiras de grande dimensão.

3.4.2- Algumas considerações básicas

Em SIMONS 1973 e em CHEN et al. 1975 foram feitas excelentes revisões dos modelos numéricos de circulação induzida pelo vento em lagos, em que foi dada particular atenção às equações de base, às aproximações numéricas, às técnicas de solução alternativas, e aos problemas de implementação de modelos práticos. Os fundamentos para o desenvolvimento de modelos de escoamento de fluidos encontram-se nas bem conhecidas equações de Navier-Stokes. Estas equações, que estabelecem as leis de conservação da quantidade de movimento, energia e massa, aplicadas a um fluido em movimento, continuam sem uma solução formal na mecânica clássica, embora haja métodos que tenham sido desenvolvidos para se obterem soluções práticas. O desenvolvimento das equações a partir das de Navier-Stokes com a forma fenomenológica

necessária para os modelos, segue um padrão mais ou menos comum, que se descreve brevemente de seguida.

As três componentes da velocidade, u , v , e w (correspondentes aos eixos x , y , e z) e a pressão p são decompostas de acordo com a conceptualização de Reynolds, numa média e numa componente de flutuação. Introduzidas assim nas equações de Navier-Stokes, após uma hipótese de incompressibilidade do fluido, resulta então um conjunto adicional de termos de flutuação turbulenta, as tensões de Reynolds. Para tornar os termos das tensões de Reynolds matematicamente tratáveis, elas são substituídas, de acordo com a aproximação de Boussinesq, por termos de gradiente de velocidade, cujas constantes de proporcionalidade são os chamados "coeficientes de troca turbulenta". As tensões de atrito no fluido são então representadas pela soma dos efeitos de viscosidade e de turbulência.

Um passo final no desenvolvimento das equações numa forma para aplicação prática, é a introdução do atrito superficial e de fundo, e as forças de aceleração de Coriolis. As equações resultantes para o escoamento a duas dimensões no plano horizontal estão resumidas seguidamente:

Quantidade de movimento (equação dinâmica):

$$\rho \left(\frac{\partial \bar{u}}{\partial t} + u \frac{\partial \bar{u}}{\partial x} + v \frac{\partial \bar{u}}{\partial y} \right) + \frac{\partial \bar{p}}{\partial x} - \varepsilon_x \nabla^2 \bar{u} - \rho \Omega v - F_{sx} + F_{bx} = 0 \quad (3.44)$$

$$\rho \left(\frac{\partial \bar{v}}{\partial t} + v \frac{\partial \bar{v}}{\partial x} + u \frac{\partial \bar{v}}{\partial y} \right) + \frac{\partial \bar{p}}{\partial y} - \varepsilon_y \nabla^2 \bar{v} - \rho \Omega u - F_{sy} + F_{by} = 0 \quad (3.45)$$

Continuidade:

$$\frac{\partial \bar{u}}{\partial x} + \frac{\partial \bar{v}}{\partial y} = 0 \quad (3.46)$$

As hipóteses usualmente admitidas para a utilização destas equações na representação do comportamento de um sistema real, são as seguintes:

- 1ª) O fluido é incompressível;
- 2ª) Todos os valores de u , v , e p são valores médios; as componentes de flutuação são representadas pelos coeficientes de troca turbulentos;

- 3ª) As tensões de atrito viscosa e turbulenta são combinadas linearmente;
- 4ª) A distribuição de pressões vertical é hidrostática;
- 5ª) As variações no parâmetro de Coriolis são desprezáveis;
- 6ª) A coluna de água está completamente misturada, ou seja, é verticalmente homogênea.

3.4.3- Modelos dinâmicos de uma única camada

CHENG et al. 1976 divide os modelos de circulação em lagos ou albufeiras em duas grandes categorias, os modelos de camadas e os modelos do tipo Ekman. Os modelos de camadas são ainda subdivididos em modelos de uma única camada e em modelos de múltiplas camadas. Para efeitos de discussão de modelos de circulação a duas dimensões, tratar-se-á aqui somente dos modelos de uma única camada, cuja característica principal é a sua homogeneidade vertical.

Pode fazer-se a distinção entre modelos dinâmicos de uma única camada, que são basicamente destinados a caracterizar as flutuações do nível da superfície livre, e os modelos de circulação de uma única camada, que se destinam à simulação do campo de correntes a duas dimensões. O primeiro grupo destes modelos é em certa medida um caso particular dos modelos de múltiplas camadas.

Os modelos dinâmicos de uma única camada, os mais simples dos modelos bidimensionais, consideram normalmente a massa de fluido como homogênea. Os deslocamentos verticais da superfície livre devidos às diferenças de pressão e às tensões devidas ao vento associado a temporais, são determinadas pela solução das formas simplificadas das equações 3.44, 3.45 e 3.46. Admitem-se em geral as seguintes hipóteses:

- 1ª) As velocidades e acelerações verticais são desprezáveis;
- 2ª) A densidade considera-se constante em todo o domínio;
- 3ª) A difusão horizontal da quantidade de movimento é omitida;

4ª) O atrito do fundo ou é desprezado (em casos de águas muito profundas) ou é aproximado por funções simplificadas do tipo linear ou quase-linear;

5ª) A circulação é estimada a partir do transporte de massa global.

As estimativas das velocidades médias ao longo da profundidade da coluna de água são feitas pela média ponderada do volume de transporte calculado em profundidade. As componentes do transporte volumétrico são definidas por:

$$U \equiv \int_{-H}^{\xi} u \, dz \quad (3.47a)$$

e

$$V \equiv \int_{-H}^{\xi} v \, dz \quad (3.47b)$$

em que

u, v = velocidades horizontais ao longo dos eixos x e y ;

U, V = componentes do transporte volumétrico;

$z = -H$ = cota do fundo;

$z = \xi$ = deslocamento vertical da superfície livre.

As componentes da velocidade média são:

$$\bar{u} = \frac{U}{H + \xi} \quad (3.48a)$$

e

$$\bar{v} = \frac{V}{H + \xi} \quad (3.48b)$$

Nesta notação, de acordo com SIMONS 1973, as equações do movimento integradas adquirem a seguinte forma:

$$\frac{\partial U}{\partial t} = -g(H + \xi) \frac{\partial \xi}{\partial x} \left(\xi + \frac{P_s}{\rho g} \right) + fV + \frac{\tau_{sx} - \tau_{bx}}{\rho} - 2 \int_{-H}^{\xi} [\Gamma(u) + u(v)] dz \quad (3.49)$$

$$\frac{\partial V}{\partial t} = -g(H + \xi) \frac{\partial \xi}{\partial y} \left(\xi + \frac{P_s}{\rho g} \right) - fU + \frac{\tau_{sy} - \tau_{by}}{\rho} - 2 \int_{-H}^{\xi} [\Gamma(v) + v(u)] dz \quad (3.50)$$

e a equação da continuidade é:

$$\frac{\partial \xi}{\partial t} = -\frac{\partial U}{\partial x} - \frac{\partial V}{\partial y} \quad (3.51)$$

em que

P_s = pressão atmosférica à superfície;

f = parâmetro de Coriolis;

τ_s, τ_b = tensões de arrastamento da superfície e do fundo;

Δ = operador do gradiente horizontal;

Γ = vector de fluxo rotacional horizontal, e

V' = vector das velocidades médias:

$$(\bar{u}, \bar{v}) = \frac{(U, V)}{H + \xi}$$

As equações 3.49, 3.50 e 3.51 constituem o conjunto básico de equações para os modelos dinâmicos de uma única camada. O fecho é obtido pela transformação dos termos da inércia não-lineares, dos fluxos turbulentos, e das tensões do fundo, por funções das componentes de transporte volumétrico. As tensões superficiais devidas ao vento, que induzem o modelo, estão normalmente relacionadas com a velocidade do vento. As condições de fronteira laterais incluem a consideração de velocidades nulas normalmente às margens, e velocidades tangenciais em zonas pouco profundas em condições de "não escorregamento".

A solução das diferenças finitas na forma das equações 3.49, 3.50 e 3.51 tem sido normalmente feita através de operadores diferenciais centrados no tempo, referenciados pela regra do ponto central, ou pelos métodos do "step-over" ou "leap-frog". Tanto SIMONS 1973 como CHENG et al. 1976 fornecem

análises detalhadas destas técnicas, incluindo problemas especiais de precisão e de estabilidade das soluções.

Modelos dinâmicos típicos de uma única camada são por exemplo os de HANSEN 1962, que foi desenvolvido para o Mar do Norte, PLATZMAN 1963 que foi aplicado a alguns dos Grandes Lagos, e REID e BODINE 1968 que foi aplicado ao Golfo do México. Estes modelos foram aplicados com sucesso para a previsão dos efeitos dinâmicos em resultado de tempestades de grande intensidade.

3.4.4- Modelos de circulação de uma única camada

As tentativas para a modelação da circulação de sistemas a duas dimensões com águas pouco profundas, verticalmente homogêneos, têm sido bem sucedidas em termos de obtenção de alguns modelos de grande utilidade. Destes, os mais proeminentes incluem os modelos desenvolvidos para a simulação de estuários e zonas costeiras, desde um simples modelo malhado "link-node" usado para descrever o movimento da água na Baía de S. Francisco (ORLOB 1976), até modelos mais rigorosos de diferenças finitas a duas dimensões tais como o de LEENDERTSE 1967, MASCH 1969, WALDROP e FARMER 1973, e CODELL 1973.

Com a excepção do modelo "link-node", que é na realidade uma representação unidimensional de um sistema bidimensional, todos aqueles modelos foram derivados a partir das mesmas equações básicas (3.44, 3.45 e 3.46), resolvidas por métodos de diferenças finitas. Existem algumas pequenas diferenças nos esquemas de diferenças finitas usados bem como no tratamento das condições de fronteira, mas as possibilidades e as limitações dos modelos são aproximadamente as mesmas. A abordagem geral apresentada por MASCH 1969 é ainda considerada ilustrativa desta classe de modelos de circulação.

O modelo hidrodinâmico bidimensional de Masch, designado por HYDTID, foi desenvolvido no seguimento dos estudos de dinâmica devida a tempestades na zona costeira do Golfo do México, seguindo as técnicas de REID e BODINE 1968, e que são basicamente os que foram discutidos no capítulo anterior. O modelo emprega um padrão ortogonal de células que são dispostas de acordo com a configuração do corpo de água a estudar (estuário) e condições de fronteira particulares, como se ilustra na Figura 3.5.

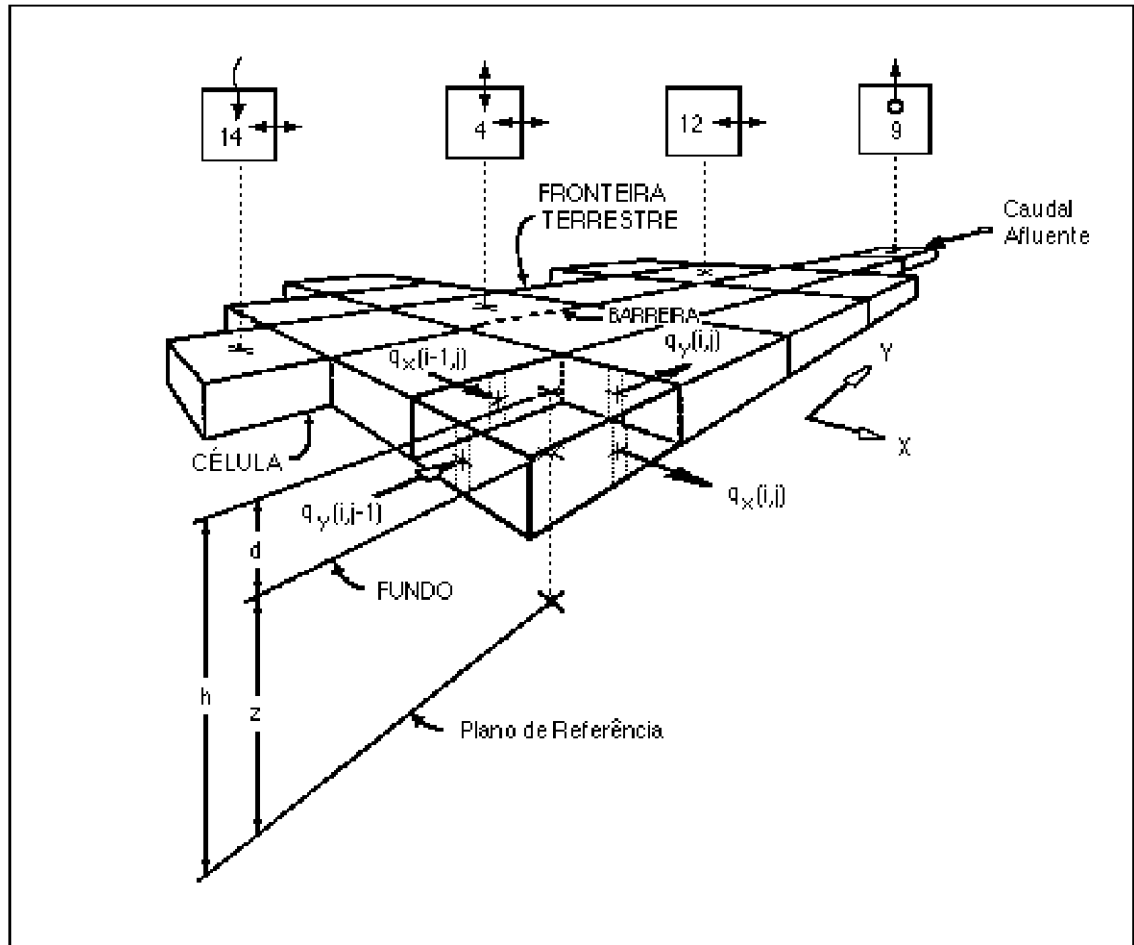


Figura 3.5 - Definição esquemática da malha do modelo hidrodinâmico de Masch a duas dimensões.

As equações de diferenças finitas para os caudais q_x e q_y e para a altura de água h da célula i,j são formadas e resolvidas através de um esquema de diferenças finitas, centradas no tempo, e explícito, do tipo "leapfrog". As notações utilizadas para as relações de recorrência na técnica de solução numérica são as seguintes:

$$t-1 = (k-1/2) \Delta t$$

$$t = k \Delta t$$

$$t+1 = (k+1/2) \Delta t$$

$$t+2 = (k+1) \Delta t$$

em que k é um número inteiro.

As equações numéricas desenvolvidas a partir das equações 3.44, 3.45 e 3.46 para uma dada célula i,j são as seguintes:

Caudal ($q_x = u_d$, $q_y = v_d$):

$$q_x^{t+1} = \left\{ \frac{1}{C_x} q_x^{t-1} + g \bar{d}_x \frac{\Delta h_x^t}{\Delta x} \Delta t + X^t \Delta t + \Omega \bar{q}_y^{t-1} \Delta t \right\} \quad (3.52)$$

e

$$q_y^{t+1} = \left\{ \frac{1}{C_y} q_y^{t-1} + g \bar{d}_y \frac{\Delta h_y^t}{\Delta y} \Delta t + Y^t \Delta t + \Omega \bar{q}_x^{t-1} \Delta t \right\} \quad (3.53)$$

Continuidade (nível da superfície livre da água):

$$h^{t+2} = h^t + \left[\frac{\Delta q_x}{\Delta x} + \frac{\Delta q_y}{\Delta y} + r - e \right] \Delta t \quad (3.54)$$

em que

q_x, q_y = caudais [$L^2 T^{-1}$];

$\Delta h_x, \Delta h_y$ = diferença no nível da superfície da água entre a célula i,j e a próxima célula considerada [L];

$\Delta x, \Delta y$ = dimensões da célula [L];

C_x, C_y = coeficientes de rugosidade calculados a partir dos caudais em $t-1$ e das alturas de água em t [TL^{-2}];

X, Y = coeficientes de tensão devida ao vento [$L^2 T^{-2}$];

r = escoamento superficial para a célula [$L^2 T^{-1}$];

e = evaporação a partir da célula [$L^2 T^{-1}$];

g = aceleração da gravidade [LT^{-2}];

Ω = parâmetro de Coriolis [T^{-1}].

A estabilidade numérica da solução das equações 3.52, 3.53 e 3.54 é assegurada pela observação do seguinte critério:

$$\Delta t \leq \frac{\Delta S}{\sqrt{2g d_m}} \quad (3.55)$$

em que ΔS é o tamanho da célula e dm é a altura máxima de água no sistema.

O modelo de Masch foi inicialmente desenvolvido para sistemas estuarinos, influenciados pelo vento, forças de Coriolis e fluxos hidrológicos. Foi largamente aplicado aos sistemas estuarinos da zona costeira do Golfo do México. Aparentemente, não se encontra uma razão pela qual este modelo não pudesse ter sido usado satisfatoriamente para a simulação da circulação em qualquer sistema de águas pouco profundas, com mistura vertical, incluindo lagos pouco profundos.

O modelo da Rand Corporation devido a Leendertse (LEENDERTSE 1967), na sua versão bidimensional, é substancialmente equivalente ao modelo de Masch, embora use uma técnica de solução ADI-E (alternative direction, implicit-explicit), que evita alguns problemas de instabilidade numérica. Este modelo foi também largamente testado numa grande variedade de situações, devendo aqui destacar-se a sua aplicação ao estuário do Tejo feita por RODRIGUES et al. 1982. A forma bidimensional do modelo foi precursora de um modelo de circulação tridimensional mais tarde desenvolvido também por Leendertse (LEENDERTSE 1973).

Os modelos de WALDROP e FARMER 1973 e de CODELL 1973 eram inicialmente destinados à caracterização de sistemas estuarinos a três dimensões, em que uma estratificação acentuada estava associada ou a efeitos térmicos, ou à salinidade e/ou aos sólidos. O sistema bidimensional com mistura vertical é um caso particular que é especialmente bem representado por estes modelos.

O modelo de uma única camada de Codell para o transporte de calor foi testado com experiências realizadas num modelo físico de descarga das águas para arrefecimento de uma central produtora de energia para o Lago St. Croix, no estado norte-americano de Minnesota, e com as observações feitas em protótipo na Central de New Johnsonville na albufeira de Kentucky, no sistema da TVA (Tennessee Valley Authority). Em ambos os casos, os sistemas eram tratados inicialmente como se a camada afectada termicamente estivesse separada de uma outra camada adjacente, inferior. No entanto, os resultados da simulação apresentaram erros, e apontaram para a necessidade de considerar os mecanismos do transporte vertical entre camadas.

3.4.5- Modelos de elementos finitos de uma única camada

Uma clara limitação das formulações de diferenças finitas tem sido a necessidade de se adaptar a topografia natural a uma representação com uma malha ortogonal. Esta deficiência tem sido ultrapassada pelo uso do método dos elementos finitos (FEM) em que os elementos podem variar de tamanho e forma para se adaptarem às condições especiais da geometria do protótipo ou do problema específico, e.g., escala do campo próximo versus circulação de larga escala ou de campo remoto.

CHENG et al. 1976 citam vários exemplos, incluindo os do Lago Erie e da albufeira de San Luis na Califórnia, em que um modelo bidimensional de diferenças finitas foi utilizado com bons resultados. De igual modo, LIGGETT 1969 e GALLAGHER et al. 1975 exploraram este método nos estudos de circulação em lagos de pouca profundidade com altura de água variável. TAYLOR e DAVIS 1975 desenvolveram também modelos FEM para estuários e zonas costeiras de pouca profundidade.

NORTON et al. 1973 e KING et al. 1975, nos seus estudos de escoamentos estratificados em albufeiras profundas também desenvolveram um modelo de elementos finitos para sistemas pouco profundos com mistura vertical, que foi aplicado com sucesso num grande número de casos. Desenvolvido originalmente para aplicação à albufeira Lower Granite, no Snake River, este modelo tem sido utilizado para simular os padrões de escoamento na albufeira Kentucky, no sistema da TVA, nas zonas marginais do Western Lake, em Michigan, e, mais recentemente, nas zonas pouco profundas da baía e do estuário de São Francisco.

Actualmente, este modelo encontra-se documentado sob o nome de RMA2, pela empresa Resource Management Associates, Inc.. O modelo tem sofrido alguns melhoramentos e adaptações nos últimos anos, prevendo-se para breve uma versão comercial para computadores pessoais, em ambiente MS/DOS.

A formulação para o método dos elementos finitos segue geralmente a abordagem de Galerkin, que é um caso particular do método dos resíduos ponderados. Pode ser ilustrado pela consideração do problema do valor de fronteira de um operador diferencial linear:

$$L(\phi) = 0 \quad (3.56)$$

Se ϕ for representado por uma função linear, a aproximação de ordem k de ϕ será:

$$\bar{\phi} = \sum_{i=1}^k \phi_i N_i(x,y) \quad (3.57)$$

em que $N_i(x,y)$ é um conjunto de funções linearmente independentes, ϕ_i é um conjunto de coeficientes indeterminados e $\bar{\phi}$ satisfaz as necessárias condições de fronteira. O resíduo do operador é obtido pela substituição de $\bar{\phi}$ em L , para dar:

$$R = L(\bar{\phi}) \quad (3.58)$$

Então, os integrais seguintes

$$\int_A \int_A L(\bar{\phi}) N_j(x,y) d\Omega = \int_A \int_A L\left(\sum_{i=1}^k \phi_i N_i\right) N_j d\Omega = 0 \quad j=1,2,\dots \quad (3.59)$$

são utilizados para minimizar os resíduos na média no domínio de interesse, Ω , tal como a área superficial da albufeira. Definindo a função N_i , e integrando a equação 3.59, resulta na forma matricial:

$$[A] \{\phi\} = \{B\} \quad (3.60)$$

Para geometrias muito complexas a avaliação dos integrais é feita praticamente de um modo numérico subdividindo o domínio Ω em subregiões, ou elementos, cada um definido por um conjunto de nós. Os integrais de superfície em 3.59 são dados pela soma dos integrais de superfície de cada elemento:

$$\int_A \int_A [] d\Omega = \sum_{l=1}^K \int_{\Omega^l} \int_{\Omega^l} [] d\Omega \quad (3.61)$$

em que K é o número total de elementos do domínio.

As funções N_i , uma vez definidas para um elemento de dada geometria (triangular, rectangular, curvilínea, etc.), são definidas para todos os elementos pelas coordenadas dos nós que definem o elemento. A equação matricial 3.60 é desenvolvida numericamente pelo cálculo repetitivo das contribuições para a matriz de rigidez $[A]$ e a função resultante $\{B\}$. Os

métodos iterativos de resolução são viáveis dado que $[A]$ é uma matriz em banda diagonal.

Um exemplo da abordagem por elementos finitos é dado por uma aplicação do modelo RMA2 ao estudo de descargas térmicas da Central Johnsonville na albufeira de Kentucky. A grelha foi desenhada por forma a fornecer um maior detalhe nas zonas onde se esperaria uma maior variação, ou seja, perto do ponto de descarga das águas de arrefecimento.

O canal principal, onde as profundidades da camada termicamente afectada (considerada homogénea) eram maiores, foi definida pela forma e orientação dos elementos, tal como nos limites das margens submersas pelo regolfo criado pela barragem a jusante. Foram estipuladas as condições de fronteira de caudal na zona de descarga e numa fronteira a montante. O campo de velocidades resultante foi mais tarde utilizado como dado de entrada para um modelo de balanço de energia térmica.

3.4.6- Comentários finais

Existe uma boa capacidade de simulação da circulação bidimensional e das flutuações do nível de água em reservatórios de água pouco profundos, com boa mistura. Os modelos dinâmicos e de circulação de uma única camada resolvidos pelos métodos de diferenças finitas têm sido aplicados com sucesso a lagos pouco profundos, como o Lago Erie, produzindo informação suficiente na forma de valores de velocidades médias para servirem de dados a modelos de qualidade da água.

Os modelos de elementos finitos permitem uma maior flexibilidade em fornecer um detalhe de pormenor e em ajustar fronteiras mais irregulares, como foi já provado em muitas aplicações. A documentação de modelos de circulação bidimensionais de uma única camada é normalmente adequada para a transferência desta tecnologia a novos utilizadores. Pode dizer-se que o estado da arte sobre modelos de circulação em sistemas bidimensionais se encontra relativamente avançado. As extensões desta matéria poderão ser na direcção de uma melhor caracterização dos mecanismos de transporte ao longo do eixo vertical, ou seja, escoamentos bidimensionais estratificados e/ou circulação a três dimensões.

3.5- MODELOS MULTICAMADAS DE RESERVATÓRIOS DE ÁGUA

3.5.1- Introdução

O objectivo final na modelação da dinâmica de albufeiras ou de lagos grandes é o de possibilitar uma descrição suficiente que permita a simulação dos balanços ecológicos e de qualidade da água de um sistema limnológico. Face à estratificação introduzida pelos efeitos de temperatura, salinidade, ou sólidos em suspensão, os modelos unidimensionais e bidimensionais só são suficientes em casos especiais.

Um tipo importante de albufeiras ou lagos, relativamente pequenos, com uma profunda estratificação térmica, é suficientemente bem modelado a uma dimensão, como se expôs nos capítulos 3.2 e 3.3. No entanto, quando o reservatório de água é extenso e estreito, ou quando a estratificação é fortemente afectada pela quantidade de movimento transferida por grandes valores de caudais afluentes, a aproximação a uma dimensão deixa muito a desejar. Na realidade, não só porque existe uma falha na descrição correcta da trajectória de uma partícula de água (ou constituinte de qualidade) através do sistema, mas a resolução temporal poderá ser tão fraca que não possibilite uma descrição adequada das reacções e interacções bio-cinéticas.

Em albufeiras e lagos muito pouco profundos, o problema poderá não ser tão crítico, se se puder estar seguro da existência de homogeneidade vertical. Os modelos de circulação a duas dimensões, como os descritos no capítulo 3.4, poderão revelar-se suficientemente adequados para descrever os campos remotos de correntes e o transporte de massa.

No entanto, até os sistemas pouco profundos podem exigir uma resolução vertical, por exemplo para tratar dos ciclos biológicos que se relacionam com a radiação solar na interface ar-água, assim como com os processos bentónicos na extremidade inferior da coluna de água. Sob um ponto de vista ecológico, as variações dos valores de certos parâmetros ao longo do eixo vertical poderão bem ser o aspecto mais importante. Uma descrição dos mecanismos de transporte vertical e horizontal é por certo exigido em muitos casos práticos.

Este capítulo trata dos modelos em que a hidrodinâmica do escoamento termicamente estratificado constitui o tema central. Estes modelos são genericamente representados pela classe de modelos de camadas múltiplas citados por SIMONS 1973, e por CHENG et al. 1976. Uma subclasse de

modelos de camadas múltiplas, que é designada por Cheng por Tipo I, são os que dividem a albufeira em camadas cujas posições são fixadas verticalmente. Tais modelos foram intensamente aplicados aos Grandes Lagos (SIMONS 1973). Outros exemplos incluem os modelos de WALDROP e FARMER 1973, CODELL 1973, ROBERTS e STREET 1975, e SPRAGGS e STREET 1975.

Os modelos de múltiplas camadas do Tipo II são os que compreendem camadas de espessura variável, sendo a densidade constante dentro de cada camada. Os fluxos de quantidade de movimento podem ser transmitidos entre camadas, mas não os fluxos de calor ou de massa. Exemplos deste tipo de modelos foram discutidos em termos teóricos por CHENG et al. 1976, e por SIMONS 1973, mas não existem modelos práticos operacionais.

Um grupo especial de modelos para albufeiras estratificadas são os que têm como objectivo específico o estudo dos mecanismos de escoamento estratificado. Estes tendem a ser bidimensionais, no plano X-Z. Exemplos deste grupo incluem um modelo de elementos finitos de King e Norton (KING, NORTON et al. 1973, 1975) e um modelo de diferenças finitas de EDINGER e BUCHAK 1975.

3.5.2- Modelos multicamadas do Tipo I

A julgar pelo número de aplicações práticas, pela frequência de referências na literatura especializada, e pelo grau de documentação disponível, os modelos de circulação com maior sucesso em albufeiras ou lagos são os desenvolvidos por Simons (SIMONS 1973) para o Centro Canadano das Águas Interiores (Canada Centre of Inland Waters). Adaptando os conceitos de modelação utilizados na representação tridimensional da circulação atmosférica, Simons modelou sucessivamente vários dos Grandes Lagos, e um grande lago na Suécia (SIMONS et al. 1977).

Os testes de calibração e verificação usando dados de campo provaram que estes modelos simulavam razoavelmente bem os padrões de circulação induzida pelo vento, e afectada pelas mudanças de temperatura, bem como pelas forças de Coriolis. A abordagem empregue está ilustrada no modelo VANERN, de Simons (SIMONS et al. 1977), que era de facto uma adaptação do seu modelo anterior de múltiplas camadas desenvolvido para os Grandes Lagos.

As equações de base do modelo VANERN são deduzidas a partir dos princípios de conservação de massa e de energia, e da equação fundamental da dinâmica. São admitidas as seguintes hipóteses:

- 1ª) As acelerações verticais são desprezadas, ou seja, não há necessidade de uma equação de escoamento correspondente ao eixo vertical (z);
- 2ª) O escoamento é quasi-hidrostático; as variações de densidade são ignoradas, excepto quando influenciam o fluxo ascensional;
- 3ª) A água comporta-se como um fluido incompressível;
- 4ª) Os deslocamentos menores que a escala numérica da grelha de cálculo estão incorporados sob a forma de coeficientes de mistura empíricos (a transferência de quantidade de movimento e a difusão de calor são parametrizados separadamente).

As equações do movimento, a primeira lei da termodinâmica, e as equações de conservação da massa, de acordo com estas hipóteses, são as seguintes:

Movimento:

$$\frac{\check{Z}u}{\check{Z}t} + \nabla(\tilde{v}u - A_H \nabla u) + \frac{\check{Z}}{\check{Z}z} \left(wu - A_V \frac{\check{Z}u}{\check{Z}z} \right) = f_v - \frac{\check{Z}}{\check{Z}x} (P + Q) \quad (3.62)$$

$$\frac{\check{Z}v}{\check{Z}t} + \nabla(\tilde{v}v - A_H \nabla v) + \frac{\check{Z}}{\check{Z}z} \left(wv - A_V \frac{\check{Z}v}{\check{Z}z} \right) = -f_u - \frac{\check{Z}}{\check{Z}y} (P + Q) \quad (3.63)$$

Conservação de calor:

$$\frac{\check{Z}T}{\check{Z}t} + \nabla(\tilde{v}T - K_H \nabla T) + \frac{\check{Z}}{\check{Z}z} \left(wT - K_V \frac{\check{Z}T}{\check{Z}z} \right) = 0 \quad (3.64)$$

Continuidade:

$$\frac{\check{Z}w}{\check{Z}z} = - \frac{\check{Z}u}{\check{Z}x} - \frac{\check{Z}v}{\check{Z}y} = 0 \quad (3.65)$$

em que

u, v, w = componentes da velocidade segundo os eixos do x, y e z, respectivamente;

\tilde{v} = vector de velocidade horizontal;

T = temperatura;

A_H, A_V = viscosidade turbulenta horizontal e vertical;

K_H, K_V = difusividade térmica horizontal e vertical;

∇ = operador de gradiente horizontal;

f = parâmetro de Coriolis;

t = tempo.

O movimento é induzido pelas forças de Coriolis f_v e f_u , e pelas componentes da pressão barotrófica e baroclínica, P e Q, que são definidas da seguinte maneira:

$$P = g\zeta + \frac{P_s}{\rho_0} \quad (3.66)$$

e

$$Q = g \int_z^\zeta \frac{\rho}{\rho_0} dz \quad (3.67)$$

em que

ζ = nível da superfície livre;

g = aceleração da gravidade;

P_s = pressão atmosférica na interface ar-água;

ρ_0 = massa específica média da água;

$\Delta\rho$ = desvio da massa específica da água em relação ao valor máximo:

$$\Delta\rho = -6,8 \times 10^{-6}(T-4)^2, \text{ em que } T \text{ vem expressa em graus Centígrados.}$$

As velocidades verticais são calculadas a partir do divergente do escoamento horizontal através da aplicação da equação da continuidade, considerando que na fronteira inferior não poderá haver escoamento perpendicular ao fundo.

A integração desta equação ao longo do eixo vertical resulta na determinação dos níveis da superfície livre que, por sua vez, determinam a função da pressão barotrófica (equação 3.66). As tensões superficiais devidas ao vento, a resistência do fundo, e os fluxos de calor à superfície e no fundo constituem as condições de fronteira para os fluxos de quantidade de movimento e de calor. Nas fronteiras laterais, onde as componentes normais se anulam, as velocidades tangenciais são estipuladas conforme as hipóteses de "escorregamento" ou de "não escorregamento" se ajustam a um dado modelo particular.

As soluções numéricas das equações acima referidas são obtidas no modelo VANERN, tal como nos outros modelos de Simons, por um esquema de diferenças finitas. A estrutura vertical do modelo, que determina o esquema computacional, é formada por uma série de níveis fixados arbitrariamente, em relação aos quais são calculadas as velocidades, as tensões, e os fluxos verticais. As temperaturas e as correntes são definidas como médias dos valores das camadas intermédias.

O efeito das oscilações da superfície livre no cálculo do escoamento interno é minimizado pela redução do sistema de equações das camadas a uma única equação para o escoamento integrado na vertical, e um conjunto de equações para as tensões entre as camadas móveis adjacentes. A integração no tempo é essencialmente explícita, excepto para o termo de Coriolis que é tratado implicitamente. Outros pormenores da técnica de solução e das aproximações numéricas encontram-se em SIMONS 1973.

O modelo de camadas múltiplas foi aplicado por SIMONS et al. 1977 num estudo do Lago Vanern, na Suécia, um lago com cerca de 100 km de largura e 150 km de comprimento, com uma profundidade máxima de pouco mais de 100 metros. A verificação foi feita para duas situações distintas, uma considerando o lago essencialmente homogéneo, e outra quando o lago se encontrava termicamente estratificado. Foram realizados testes de sensibilidade, envolvendo níveis alternativos de resolução espacial, duas grelhas de cálculo diferentes, e vários valores de coeficientes empíricos, para se determinar a melhor estrutura do modelo.

Os resultados do estudo demonstraram as capacidades do modelo para descrever correctamente as principais características da circulação e das flutuações do nível da superfície da água induzidas pelo vento. No entanto, os testes de sensibilidade indicaram que as tentativas para melhorar a

verificação do modelo através do aumento da sua resolução (grelha de cálculo mais apertada, mais camadas, menores intervalos de tempo de cálculo, refinamento do esquema computacional), conduziram a uma melhoria pouco significativa face ao tempo e custo adicionais de cálculo.

Os parâmetros mais sensíveis foram basicamente os coeficientes de mistura empíricos, as viscosidades turbulentas. Estes, por sua vez, através da sua influência no campo das correntes, controlavam a aptidão do modelo para simular as variações da temperatura. A difusão do calor, por si, tinha consequências de menor importância. Uma conclusão de ordem geral apontada por Simons e seus colegas a partir destas experiências era de que "os modelos muito dispendiosos, não-lineares, de alta resolução" não se justificam quando se trata de circulação lentamente variável em lagos do tipo largo.

O modelo VANERN encontra-se disponibilizado pelo autor sob a forma de listagem, e de uma solução para um problema de demonstração. A documentação é fornecida em termos de linhas de comentários incluídas no próprio programa.

3.5.3- Modelos bidimensionais de escoamentos estratificados

Um dos problemas mais interessantes na modelação de reservatórios de água é exemplificado por uma albufeira com um valor relativamente elevado da relação entre o caudal médio afluído e o volume armazenado, ou ainda por uma que combine esta característica com um grande valor da sua relação de aspecto (comprimento sobre largura). Em tais albufeiras a quantidade de movimento e a turbulência das afluições tendem a ser dominantes nas camadas mais superficiais, ao passo que nas camadas mais profundas a estratificação térmica pode influir no escoamento à medida que se caminha para as tomadas de água.

Os campos de correntes de saída da água, ou seja, as "camadas" da tomada, são basicamente afectadas pelo grau de estratificação na vizinhança próxima da tomada, mas influenciam por sua vez a distribuição do escoamento e da temperatura dentro de todo o corpo de água do sistema. Os padrões resultantes do escoamento e da temperatura da água são essencialmente interdependentes, e estes por sua vez governam a distribuição no espaço e no tempo de outras características na massa de água. Se a dimensão lateral da albufeira é suficientemente pequena de tal forma que os gradientes

laterais se podem desprezar, então o sistema é aproximadamente bidimensional.

Um exemplo notável de tal sistema é o do Lago Roosevelt, no estado norte-americano de Washington. Neste reservatório, o período de maior escoamento superficial coincide aproximadamente com o período de maior radiação solar. O resultado é um acentuado gradiente longitudinal de temperatura, tal como uma estratificação vertical. As chamadas "isotérmicas inclinadas", planos de igual temperatura inclinados para jusante, são neste caso bem claros.

Uma tentativa anterior para fazer a modelação deste lago (NORTON et al. 1968), considerava-o como um sistema de seis reservatórios pequenos, termicamente estratificados, e interligados, em que a distribuição da energia térmica era governada pelas transferências de advecção e de difusão ao longo do eixo vertical, e pelas afluências e efluências de acordo com os critérios densimétricos. O modelo era essencialmente uma adaptação do modelo de temperatura WRE, descrito em 3.2.

O modelo só teve um sucesso relativo para o caso específico do Lago Roosevelt, dadas as dificuldades nas interligações e à falta de conhecimento específico do regime de escoamento interno. Tentativas para adaptar o modelo a outros sistemas fracamente estratificados (BACA et al. 1974) não tiveram mais sucesso e apontaram claramente para a necessidade de uma metodologia mais rigorosa para a simulação de escoamentos estratificados.

Em 1970, o Corpo de Engenheiros do Exército dos Estados Unidos (U. S. Army Corps of Engineers), Distrito de Walla Walla, iniciou uma análise de um sistema complexo de influências mistas de caudais e de densidades diferentes nas águas da extremidade do regolfo da albufeira de Lower Granite, no rio Snake. A empresa Water Resources Engineers, Inc. foi incumbida de desenvolver um modelo de escoamento a duas dimensões.

Foram feitos dois modelos, um para descrever o escoamento bidimensional em sistemas pouco profundos, com boa mistura, isto é, homogéneos (ver capítulo 3.4), e outro para descrever sistemas estratificados. O projecto foi complementado por um esforço paralelo patrocinado pela Direcção de Investigação de Recursos Hídricos (Office of Water Resources Research), e sugeria claramente a aplicação do método dos elementos finitos para a

modelação de escoamentos estratificados a duas dimensões (KING et al. 1973, KING e NORTON 1975).

O modelo resultante deste projecto foi testado com a simulação de ensaios laboratoriais de escoamentos estratificados, realizados no laboratório de Vicksburg (Waterways Experiment Station) (GRACE 1971). Posteriormente, este modelo foi aplicado com sucesso à albufeira de Lower Granite (NORTON et al. 1973). Ambas as aplicações foram feitas para condições de regime permanente, embora o modelo esteja também concebido para situações de regime variável. Mais recentemente, o modelo foi adaptado para a simulação de processos estuarinos pela empresa Resource Management Associates.

Posteriormente, o mesmo Corps of Engineers, Distrito do Rio Ohio, patrocinou um projecto para o desenvolvimento de um "modelo de albufeiras hidrodinâmico e bidimensional" (EDINGER e BUCHAK 1975). O projecto era dirigido para a resolução da mesma classe de problemas acima mencionados, ou seja, escoamentos estratificados em albufeiras extensas e estreitas, que podem ser consideradas homogéneas na direcção lateral (Y).

Assim, o problema é reduzido a duas dimensões e à consideração de factores que influenciam a densidade e, por consequência, o comportamento hidrodinâmico da massa de água. O objectivo último era a caracterização das variações de qualidade da água no plano vertical (X-Z). Não foi produzida documentação dos modelos resultantes deste projecto, embora o esquema computacional (formulação de diferenças finitas) e a listagem preliminar do modelo hidrodinâmico tivessem sido divulgados. Tanto quanto se sabe, até ao momento não foram ainda publicadas quaisquer aplicações destes modelos.

Mais recentemente, Buchak e Edinger desenvolveram o modelo LARM2 (WES 1982) para a simulação da hidrodinâmica e do transporte de poluentes em albufeiras. Este modelo é homogéneo lateralmente, ou seja, é bidimensional no plano X-Z (longitudinal - vertical), e tem a possibilidade de adicionar ou eliminar segmentos longitudinais durante a subida ou a descida do nível de água da albufeira.

3.5.4- Comentários finais

O estado da arte na modelação matemática da circulação em grandes lagos ou albufeiras é exemplificado pelos modelos de múltiplas camadas de SIMONS 1973, que CHENG et al. 1976 designam por Tipo I. Estes modelos

dividem a massa de água, tridimensional, em células limitadas por uma grelha ortogonal e camadas de espessura fixa, excepto para a superfície livre em que se admite a sua flutuação de acordo com as equações de balanço. A formulação segue os padrões tradicionais, ou seja, equações do movimento a duas dimensões (X e Y), equação da continuidade a três dimensões, e equação da conservação da energia a três dimensões. Os escoamentos verticais são calculados pela equação da continuidade.

Conceptualmente, todos os mecanismos físicos importantes que governam o movimento da água estão incluídos nos modelos, embora se reconheça em geral que o comportamento do modelo é mais sensível aos coeficientes de mistura calculados empiricamente. Assim, o ajustamento do modelo para retratar o comportamento de sistemas reais parece ser mais uma arte do que uma ciência, especialmente à luz da falta de conhecimento sobre o verdadeiro comportamento do protótipo. Algumas simplificações nos modelos de circulação, isto é, redução no detalhe e na elegância conceptual, parecem ser obtidas na maioria dos casos em função de um compromisso com os custos adicionais de computação.

3.6- MODELOS BIDIMENSIONAIS E TRIDIMENSIONAIS DE QUALIDADE DA ÁGUA

3.6.1- Introdução

A modelação da qualidade da água em reservatórios de águas superficiais tem sido abordada de duas maneiras: uma que tende a dar ênfase aos mecanismos físicos de transporte que motivam mudanças nas concentrações de substâncias conservativas identificadas com a massa de água, e outra que se concentra na cinética química e biológica mais ou menos independentemente do movimento da água.

No desenvolvimento dos modelos unidimensionais relativamente simples para sistemas estratificados (capítulos 3.2 e 3.3), as considerações de ordem hidrodinâmica eram então praticamente ignoradas de início. O transporte da energia térmica, por exemplo, era tratado por uma analogia de difusão que era extremamente empírica. Felizmente, para albufeiras profundas que eram dominadas pelas diferenças de densidade associadas a variações de temperatura, a analogia provou ser razoável (WRE 1968, HUBER et al. 1972). A simulação do ciclo anual da temperatura em tais massas de água

era conseguida com uma aproximação bastante boa entre o modelo e o protótipo.

No entanto, a extensão da equação de advecção-difusão para incluir outros parâmetros não-conservativos, como por exemplo o oxigénio dissolvido, a CBO, ou os nutrientes, que não são distribuídos na albufeira pelos mesmos mecanismos que a energia térmica, levanta questões tais como a adequabilidade da simplificação unidimensional (CHEN e ORLOB 1975, MARKOFSKY e HARLEMAN 1973). Esta preocupação ainda se torna mais acentuada nos casos de albufeiras extensas e estreitas, ou largas e pouco profundas, em que o transporte ao longo de qualquer eixo horizontal não é instantâneo (como é assumido nos modelos unidimensionais), mas antes é regido pelo regime de escoamentos.

No outro caso extremo, ignorando completamente a hidrodinâmica, e concentrando-se somente na cinética da qualidade da água e biota, foi possível construir modelos que descrevem as grandes mudanças de balanço dentro da massa de água, como se o reservatório fosse meramente um tanque continuamente agitado ("continuously stirred tank reactor", CSTR). Para permitir uma acrescida dimensão espacial e para ter em conta as mudanças temporais, a massa de água pode ser concebida como um sistema de CSTR's interligados (CHEN 1970). Esta abordagem foi adoptada na extensão de experiências laboratoriais da cinética química e biológica a sistemas bidimensionais em que o transporte útil entre células reagentes é derivado independentemente tanto pela simulação hidrodinâmica como pelas medições de campo (CHEN e ORLOB 1975, PATTERSON et al. 1975, DiTORO et al. 1975).

Este capítulo descreve o desenvolvimento de modelos ecológicos e de qualidade da água multidimensionais para albufeiras, exemplificados por alguns dos mais proeminentes que já foram aplicados. Em primeiro lugar, tratar-se-á o transporte e a dispersão de substâncias conservativas, e.g. sais minerais, em reservatórios de pouca profundidade. Um bom exemplo é o modelo de diferenças finitas de LAM e SIMONS 1976. De seguida, examinar-se-á brevemente a modelação de constituintes não-conservativos em tais sistemas, tal como os ilustrados pelos modelos da Green Bay (PATTERSON et al. 1975) e do Lago Erie Ocidental (DiTORO et al. 1975).

A introdução das relações ecológicas nos modelos de albufeiras é ilustrada pelo modelo CLEANER, o didáctico modelo de ecossistemas aquáticos

desenvolvido pelo Grupo de Análise de Ecossistemas do Instituto Politécnico de Rensselaer (PARK et al. 1977). A extensão para modelos tridimensionais de grandes lagos ou albufeiras é representada por um modelo do Lago Ontário (CHEN et al. 1975) que utiliza a simulação da circulação fornecida pelo modelo de múltiplas camadas de Simons (SIMONS 1973) e as relações ecológicas - de qualidade da água definidas pelo modelo LAKECO (CHEN e ORLOB 1975).

3.6.2- Qualidade da água em lagos ou albufeiras pouco profundas: constituintes conservativos

Dada a possibilidade de se descrever as principais componentes de circulação em sistemas pouco profundos, LAM e SIMONS 1976 trabalharam um modelo de advecção-difusão para o Lago Erie. A equação de base para o modelo é uma declaração de conservação de massa para uma camada limitada por dois planos horizontais 1 e 2:

$$\frac{\partial}{\partial t}(hc) = -\nabla(\bar{v}hc) + \nabla(Ah \nabla c) + (wc)_2 - (wc)_1 + \left(K \frac{\partial c}{\partial z}\right)_1 - \left(K \frac{\partial c}{\partial z}\right)_2 + S \quad (3.68)$$

em que

c = concentração de uma substância conservativa;

h = profundidade local de uma camada do modelo;

\bar{v} = vector de velocidade horizontal;

A = coeficiente de difusão turbulenta horizontal;

K = coeficiente de difusão turbulenta vertical;

z = coordenada vertical;

w = deslocamento vertical da água, normal à superfície de fronteira;

S = todas as fontes exteriores;

t = tempo.

O modelo é induzido pelo modelo de circulação de múltiplas camadas de Simons (capítulo 3.5), que fornece os valores das quantidades \bar{v} e w , variáveis no tempo. Num modelo de duas camadas, o transporte vertical ocorre só no plano de fronteira intermédio, isto é, no topo da camada inferior

e no fundo da camada superior. Para um sistema com mistura vertical (homogéneo), ter-se-á $w=0$ e $\partial c/\partial z=0$, o que implica que o segundo membro da equação se reduz aos dois primeiros termos mais o termo relativo às fontes.

LAM e SIMONS 1976 aplicaram o seu modelo para a simulação da distribuição de cloro na Lago Erie em condições correspondentes às do Verão e Outono de 1970 com resultados de um modo geral satisfatórios. Foram feitos estudos para avaliar a sensibilidade do modelo a vários parâmetros. Concluiu-se que os modelos poderiam ser utilizados de imediato na simulação de parâmetros de qualidade da água não-conservativos, incluindo nutrientes, e que poderiam servir de base para a modelação de ecossistemas de grandes lagos ou albufeiras.

3.6.3- Qualidade da água em lagos ou albufeiras pouco profundas: constituintes não conservativos

Uma descrição mais completa das mudanças de qualidade da água em sistemas lagunares pouco profundos foi fornecida por dois modelos adicionais dos Grandes Lagos.

PATTERSON et al. 1975 adaptou o modelo DYNQUA, um modelo dinâmico de qualidade da água do tipo "link-node" desenvolvido por WRE, Inc., para a Green Bay, Michigan, nos Estados Unidos da América. O modelo representa um lago ou um estuário (para o qual foi originalmente desenvolvido) pouco profundo, como uma rede de canais unidimensionais (ligações-"links") e de elementos de armazenamento (nós-"nodes").

O movimento da água nas ligações é em geral simulado por um modelo hidrodinâmico de configuração idêntica, ou então é obtido por medições de campo. No caso do modelo GBQUAL, como se chama o modelo da Green Bay, o campo de correntes é simulado com um modelo de malha ortogonal de diferenças finitas, com um padrão semelhante ao de LEENDERTSE 1970.

O modelo GBQUAL está formulado como o DYNQUA, fazendo a aplicação da equação unidimensional de advecção-difusão a um dado nó j:

$$V_j \frac{dC_j}{dt} = V_{oj} C_j + \sum_{i=1}^n A_{xi} U_i C_i^2 t + \sum_{i=1}^n K_{di} A_{xi} \frac{C_i^2}{x_i} t + \sum_{in=1}^{nin} Q_{in} C_{in}^2 t - \sum_{oi=1}^{noi} Q_{oi} C_j^2 t + V_j \left(\frac{dC}{dt} \right) t \quad (3.69)$$

em que

V_j = volume de j no fim do intervalo de tempo de cálculo;

V_{0j} = volume de j no início do intervalo de tempo de cálculo;

C_j = concentração inicial;

C_j^f = concentração final;

A_{xi} = área da secção transversal;

U_i = velocidade média na secção transversal do canal i;

$C^* = 1/4$ da concentração pontual de C no canal i;

Δt = intervalo de tempo de cálculo;

K_{df} = coeficiente de difusão;

$\Delta C / x_i$ = gradiente de concentração;

x_i = comprimento do canal;

Q_{in} = caudal afluente;

Q_{0i} = caudal efluente;

C_{in} = concentração do caudal afluente.

A solução da equação 3.69 é obtida através de um esquema explícito de diferenças finitas com Δt variando de 1 a 6 horas, dependendo do valor da corrente e do tamanho da malha. Tal como foi desenvolvido, o modelo GBQUAL acomoda 400 canais, 200 junções (até 7 canais por junção), e 14 parâmetros de qualidade. O modelo simula a temperatura, coliformes, 4 formas de azoto, oxigénio dissolvido, fósforo, dois tipos de algas, e vários constituintes conservativos. A simulação de 75 dias de tempo real com $\Delta t = 6$ horas, exigiu 2,25 minutos num computador Univac 1110.

Um modelo de qualidade da água para prever a produção de fitoplankton em lagos pouco profundos foi desenvolvido pela empresa Hydrosience, Inc., para aplicação ao Lago Erie Ocidental (DiTORO et al. 1975). O modelo compreende sete equações unidimensionais de conservação de massa do

tipo Lotka-Volterra, escritas para o fitoplankton, zooplankton, e nutrientes essenciais (fósforo e azoto).

Cada equação representa a transferência de massa entre segmentos adjacentes, que são sete no caso do Lago Erie, sendo os caudais de advecção estimados a partir das correntes observadas, ou ponderados para preservar a continuidade. Foram feitos ajustamentos nos coeficientes de difusão para calibrar o modelo, face às condições observadas de qualidade da água, principalmente concentrações e produtividade de fitoplankton medidas em termos de clorofila-a.

A calibração do modelo foi obtida pelo ajustamento de parâmetros especificadores da cinética interna das sete variáveis dependentes para o período de 1967 a 1970. Os valores iniciais foram extraídos da literatura ou de ensaios em laboratório, e sofreram uma "afinação" até que a concordância entre os valores do modelo e do protótipo foi considerada aceitável. A comparação dos resultados com os dados observados foi considerada "razoável".

Uma aplicação do modelo reportada a um período iniciado no ano de 1930 foi feita para avaliar a capacidade do modelo em prever os efeitos ambientais em condições diferentes das que ocorreram no período de calibração. Os resultados foram de novo satisfatórios, muito embora os dados para comparação directa com os do modelo fossem agora bastante dispersos.

3.6.4- Modelos de eutrofização

O enriquecimento de nutrientes nos lagos e albufeiras tem constituído uma crescente preocupação dos especialistas de controlo da poluição, biólogos, e ambientalistas em geral. No entanto, não remonta há muito tempo o início, em alguns países, de um esforço concertado para se quantificarem os efeitos e se estabelecerem estratégias alternativas de controlo em termos de balanço de nutrientes em reservatórios de água.

Os modelos matemáticos possibilitam tal capacidade, mas até à data só há alguns exemplos de modelos que possam ser vistos como ferramentas de trabalho. Alguns foram desenvolvidos como exercícios de investigação, aplicados a casos muito particulares, não tendo uma utilidade de aplicação geral.

Entre os primeiros modelos de eutrofização encontram-se os modelos de balanço de massa de nutrientes tais como o de VOLLENWEIDER 1975 para o fósforo, ainda hoje, aliás, com uma vasta aplicação. Tomando o balanço de fósforo como a soma das fontes exteriores, efluências e sedimentação, Vollenweider propôs a equação seguinte:

$$\frac{d[P]}{dt} = I_p - (\rho_w + \sigma_p) [P] \quad (3.70)$$

em que

$[P]$ = concentração de fósforo total no sistema (ML^{-3});

I_p = abastecimento volúmico de fósforo ($ML^{-3}T^{-1}$);

ρ_w = coeficiente hidráulico de escorrência (T^{-1});

σ_p = constante de taxa de sedimentação (T^{-1});

t = tempo (T).

Se se admitir um sistema com mistura completa, volume constante, concentração do caudal saído equivalente à do lago, caudais entrado e saído iguais em termos de quantidade, e ainda que não há fonte de fósforo a partir dos sedimentos, é possível obter uma solução analítica:

$$[P(t)] = [P_o] e^{-(\rho_w + \sigma_p) t} + \frac{I_p}{\rho_w + \sigma_p} (1 - e^{-(\rho_w + \sigma_p) t}) \quad (3.71)$$

Foi também admitido que a taxa de sedimentação é proporcional à quantidade de fósforo presente no sistema.

SNODGRASS e O'MELIA 1975 desenvolveram um modelo mais complexo que incorpora os balanços de massa tanto do fósforo particulado como de ortofosfatos, para um sistema com duas compartimentações, e para duas épocas diferentes do ano. O sistema é tratado como um único compartimento com mistura completa no Inverno, e como dois compartimentos (epilimnio e hipolimnio) no Verão. O modelo foi concebido na forma de balanço de massa tal como se ilustra pelas equações seguintes, para o fósforo particulado do epilimnio e do hipolimnio:

Epilimnio:

$$V_e \frac{d[PP]_e}{dt} = \sum Q_j [PP]_j - Q [PP]_e + P_e V_e [OP]_e - g_e A_{th} [PP]_e$$

$$+ \frac{k_{th}}{\bar{Z}_{th}} A_{th}[PP]_h - \frac{k_{th}}{\bar{Z}_{th}} A_{th}[PP]_e \quad (3.72)$$

Hipolimnio:

$$V_h \frac{d[PP]_h}{dt} = g_e A_{th}[PP]_e - g_h A_s[PP]_h - r_h V_h[PP]_h + \frac{k_{th}}{\bar{Z}_{th}} A_{th}[PP]_e - \frac{k_{th}}{\bar{Z}_{th}} A_{th}[PP]_h \quad (3.73)$$

em que

V_e, V_h = volume do epilimnio e do hipolimnio (L^3);

$[PP]_e, [PP]_h$ = fósforo particulado (ML^{-3});

Q, Q_j = caudal saído e entrado a partir da fonte j (L^3T^{-1});

P_e = taxa de produção (T^{-1});

g_e, g_h = coeficiente de sedimentação (T^{-1});

A_{th} = área da secção transversal na termoclina (L^2);

k_{th} = coeficiente de transporte vertical na termoclina (L^2T^{-1});

\bar{Z}_{th} = profundidade média da termoclina (L);

A_s = área superficial (L^2).

O modelo de Snodgrass - O'Melia foi aplicado pelos seus autores para prever as concentrações de fósforo em lagos com uma grande variedade de valores de tempos de retenção. As comparações entre valores previstos e simulados mostrou excelentes concordâncias (O'MELIA 1974). Este modelo é recomendado como uma ferramenta para a previsão das descargas permitidas de fósforo em lagos. Um modelo semelhante, para um lago com duas camadas, foi desenvolvido por IMBODEN 1974.

LARSEN e MERCIER 1975 aplicaram os modelos de Vollenweider e de Snodgrass-O'Melia ao Lago Shagawa, no estado americano de Minnesota, tendo observado que ambos os modelos produziram estimativas de valores de fósforo no epilimnio inferiores aos observados. Desenvolveram então um modelo de três compartimentos no epilimnio, uma versão simplificada dos modelos concebidos por THOMANN et al. 1975 e BACA et al. 1974.

As particularidades deste modelo foram a inclusão de algas como uma perda, ou sumidouro, para o fósforo solúvel, e a conversão do fósforo particulado na sua forma solúvel, tornando-se assim disponível para o crescimento das algas. As equações básicas do modelo são as seguintes:

Algas:

$$\frac{d[A]}{dt} = G_{MAX}(T) \cdot CLITE \cdot \frac{[SRP]}{[SRP] + K_p} [A] - (N_1 + \sigma_1 + \rho_w) [A] \quad (3.74)$$

Fósforo solúvel:

$$\frac{d[SRP]}{dt} = \frac{SRPIN}{V} - G_{MAX}(T) \cdot \frac{[SRP]}{[SRP] + K_p} [A] + N_2[PP] - \rho_w[SRP] \quad (3.75)$$

Fósforo particulado:

$$\frac{d[PP]}{dt} = \frac{PPIN}{V} + N_1[A] - (N_2 + \sigma_2 + \rho_w) [PP] \quad (3.76)$$

em que

$[A]$ = concentração de fósforo em algas (ML⁻³);

$G_{MAX}(T)$ = máxima taxa de crescimento específico, função da temperatura (T⁻¹);

$CLITE$ = percentagem de redução de $G_{max}(T)$ no epilimnio devida à presença de luz (T⁻¹);

K_p = concentração de fósforo solúvel em relação à qual a taxa de crescimento específico se reduz a metade do máximo (ML⁻³);

N_1 = taxa de conversão do fósforo em algas em fósforo particulado (T⁻¹);

N_2 = taxa de conversão do fósforo particulado em fósforo solúvel (T⁻¹);

$[PP]$ = concentração de fósforo particulado (ML⁻³);

$PPIN$ = fornecimento de fósforo particulado ao epilimnio (MT⁻¹);

ρ_w = coeficiente hidráulico de escorrência (T⁻¹);

σ_1 = taxa de sedimentação para o fósforo das algas (correspondente a uma velocidade de sedimentação de 0,05 m/dia) (T⁻¹);

σ_2 = constante de taxa de sedimentação para o fósforo particulado (relativa a uma velocidade de sedimentação de 0,04 m/dia) (T^{-1});

[SRP] = concentração de fosfato solúvel (ML^{-3});

SRPIN = fornecimento de SRP ao epilimnio (MT^{-1});

T = temperatura, função do tempo ($^{\circ}C$);

t = tempo (T);

V = volume do epilimnio (L^3).

O fenómeno de libertação de fósforo dos depósitos bênticos encontra-se bem tratado em BELLA et al. 1976. O modelo propõe incluir as acumulações de fósforo particulado no fundo do lago em três formas, orgânico, inorgânico, e refractário, e a sua libertação como uma função do tempo desde o depósito original. O modelo de libertação do fósforo bêntico, que só foi testado hipoteticamente, está vocacionado para vir a ser integrado num modelo de eutrofização em albufeiras ou lagos com maior envergadura.

3.6.5- Modelos multi-compartimentos ou multi-segmentos

Os modelos de balanço de nutrientes atrás descritos tratam do fenómeno da eutrofização em termos gerais, ou seja, com uma ou duas camadas, e escalas de tempo muito grandes. Não é prestada muita atenção à dinâmica do ecossistema ou à hidrodinâmica em curto prazo, ou à resolução espacial das mudanças de qualidade dentro do lago ou albufeira. Como resultado, tais modelos têm uma utilidade reduzida na previsão da resposta do sistema a certas estratégias de controlo da poluição, em particular as que são pontuais tanto do ponto de vista espacial como do ponto de vista temporal.

Têm sido propostos modelos mais detalhados do processo de eutrofização, e alguns têm sido desenvolvidos, em especial para os Grandes Lagos, Erie e Ontário. Um exemplo de realce são os modelos de fitoplankton para o Lago Ontário, desenvolvidos pelo Manhattan College (THOMANN et al. 1975). Foram desenvolvidos e testados três modelos básicos, cada um dos quais com um nível diferente de pormenor.

O modelo LAKE1 considerava o reservatório de água como um sistema de três camadas - epilimnio, hipolimnio, e bentos - considerando principalmente a dinâmica do fitoplankton e do zooplankton. O modelo LAKE2 fornecia uma

resolução vertical adicional com 7 camadas, tendo ainda em conta as interações entre a temperatura, a química e os sedimentos. O modelo LAKE3 possibilitava ainda uma resolução vertical adicional com 7 camadas e até 67 elementos, e acomodando 10 a 15 variáveis. Encarava-se então a expansão do modelo até 5000 compartimentos (segmentos x variáveis).

Cada um dos modelos se baseava nos princípios cinéticos e de conservação de massa, sendo escrita uma equação de balanço para cada constituinte e cada segmento. A solução ao longo de um intervalo de tempo suficientemente longo com intervalos de tempo de cálculo adequados conduz à descrição de todas as variáveis no domínio espaço-tempo. Os modelos são induzidos pelas correntes obtidas em medições de campo, ou a partir de outros modelos tais como o de SIMONS 1973, que têm sido aplicados ao Lago Ontário.

Os testes de validação com o modelo LAKE1 apontam de um modo geral para uma concordância com os valores observados no protótipo para constituintes como a clorofila-a, zooplankton, carbono, quatro formas de azoto, e fósforo. O modelo LAKE2 foi estudado analiticamente, mas não foi verificado com o protótipo. O modelo LAKE3 foi testado com dados de observações de campo, mas não foi validado.

Um modelo ecológico global de qualidade da água para o Lago Ontário foi desenvolvido por CHEN et al. 1975, tendo sido utilizada uma abordagem muito semelhante à do modelo LAKECO, atrás descrito. O modelo inclui equações de balanço de massa para quinze classes diferentes de substâncias bióticas e abióticas, apresentadas no Quadro 3.1.

Os compartimentos biológicos (algas, zooplankton, e peixe) foram substancialmente expandidos em relação aos do modelo LAKECO, dando contudo uma imagem mais completa do comportamento ecológico do lago ou albufeira. Por exemplo, o compartimento das algas foi alargado para incluir quatro grupos de fitoplankton e algas associadas; quatro grupos de zooplankton foram incluídos, e foram representados quatro grupos de peixes a três níveis de desenvolvimento (adulto, jovem, larva).

O modelo de Chen para o Lago Ontário foi concebido para dar uma representação tridimensional da qualidade da água do sistema, dividindo o lago em camadas e segmentos, ou seja, elementos hidráulicos, para os quais se podem escrever equações separadas de balanço de massa. A utilização

do modelo requer o conhecimento do campo de correntes a três dimensões, e a estimativa de coeficientes de difusão empíricos.

A validação do modelo foi feita de início com uma representação do Lago Ontário que incluía 41 elementos de superfície e 7 camadas verticais de espessura variável, num total de 209 elementos. Os dados hidráulicos de entrada eram obtidos a partir de um modelo hidrodinâmico atribuído a J. Bennett do MIT.

Não se conhecem pormenores do modelo, à excepção de que é de forma ortogonal, com 715 elementos e 7 camadas. Trata-se de um modelo induzido pelo vento e que considera os efeitos de densidade (temperatura) na circulação. A integração dos resultados hidrodinâmicos para fornecer caudais ao modelo era obtida através de um programa especial de interface.

Uma simulação de teste foi feita para o mês de Julho de 1970 para demonstrar a capacidade funcional do modelo. Os resultados apontam para um comportamento razoável. Não houve lugar neste caso a validação.

A versão actual deste modelo requer cerca de 60 kbytes de memória em computador, e cerca de 9 segundos de cálculo por cada dia de simulação, num computador Univac 1108 ($\Delta t = 1$ dia). Em contraste, o modelo hidrodinâmico requer 130 kbytes de memória e 120 segundos de cálculo por cada dia de simulação.

Quadro 3.1

Equações de balanço de massa para um modelo ecológico - de qualidade da água de lagos ou albufeiras estratificadas

Constituinte	Símbolo	Equação de balanço de massa
Substâncias conservativas	C	$\overline{\dot{V}C} = A + D + \dot{Q}$
Carência bioquímica de oxigénio	L	$\overline{\dot{V}L} = A + D - \dot{M} - K_1LV$
Sedimentos orgânicos	OS	$\overline{\dot{V}(\text{OS})} = \underset{\text{Decaimento}}{K_s a_b (\text{OS})^*} + \underset{\text{Fitoplâncton}}{a_b S_P P} + \underset{\text{Detritos}}{a_b S_d (\text{DET})V}$
Detritos	DET	$\overline{(\text{DET})V} = A + D - \underset{\text{Decaimento}}{(\text{DET})\dot{Y}} - \underset{\text{Sedimentação}}{\beta_3 (\text{DET})V} - a_{sd}(\text{DET})$ $+ \underset{\text{Excremento do zooplâncton}}{K_b \mu_z ZV \left(\frac{1}{\eta_z} - 1 \right)} + \underset{\text{Excremento dos peixes}}{F_z \left(\frac{1}{\eta_f} - 1 \right)} + F_b \left(\frac{1}{\eta_b} - 1 \right)$

	CO	$\overline{V(\dot{CO})} = A + D - (\dot{CO}) + a_s K_c (CO_2^* - CO_2)$ <p style="text-align: center;">Rearejamento</p> $+ \beta_3 c_3 (\dot{DET}) V + K_1 c_1 L V$ <p style="text-align: center;">Detritos Decaimento de CBO</p> $+ K_b (c_p r_p P + c_z r_z Z + c_f r_f F + c_b r_b B) V$ <p style="text-align: center;">Respiração do biota</p>
Azoto amoniacal	NH ₃	$\overline{V(\dot{NH}_3)} = A + D - (\dot{NH}_3) V - \beta_1 (\dot{NH}_3) V$ <p style="text-align: center;">Decaimento</p> $+ \psi_d n_d (\dot{DET}) V + \psi_s n_s (\dot{OS}) V$ <p style="text-align: center;">Detritos Sedimentos orgânicos</p>

Quadro 3.1 (Continuação)

Constituinte	Símbolo	Equação de balanço de massa
Nitritos	NO ₂	$\overline{V(\dot{NO}_2)} = A + D - (\dot{NO}_2) V - \beta_2 (\dot{NO}_2) V$ <p style="text-align: center;">Decaimento</p>
Nitratos	NO ₃	$\overline{V(\dot{NO}_3)} = A + D - (\dot{NO}_3) V + \beta_2 (\dot{NO}_2) V$ <p style="text-align: center;">Oxidação dos nitritos</p> $- K_b n_p \mu_p P V$ <p style="text-align: center;">Consumo do fitoplankton</p>
Fosfatos	PO ₄	$\overline{(PO_4) V} = A + D - (\dot{PO}_4) V + \psi_d p_d (\dot{DET}) V$ <p style="text-align: center;">Lançamento pelos detritos</p> $+ \psi_s p_s (\dot{OS}) V - K_b p_p \mu_p P V$ <p style="text-align: center;">Sedimentos orgânicos Consumo do fitoplankton</p>
Coliformes	CB	$\overline{V(\dot{CB})} = A + D - (\dot{CB}) V - K_d (\dot{CB}) V$ <p style="text-align: center;">Decaimento</p>
Algas	P	$\overline{P V} = A + D - \dot{P} V + K_b (\mu_p - r_p) P V$ <p style="text-align: center;">Crescimento útil</p> $- a s_p P - K_b \mu_z \frac{Z V}{\eta}$ <p style="text-align: center;">Sedimentação Alimento do zooplankton</p>

Quadro 3.1 (Continuação)

Constituinte	Símbolo	Equação de balanço de massa
Zooplankton	Z	$\overline{Z V} = A + D - Z \dot{V} + K_b (\mu_z - r_z - m_z) Z V - \frac{F_z}{\eta_f}$ <p style="text-align: center;">Crescimento útil Alimento dos peixes</p>
Bentos	B	$\overline{B V} = K_b (\mu_b - r_b - m_b) B V - \frac{F_b}{\eta_b}$ <p style="text-align: center;">Crescimento útil Alimento dos peixes</p>
Nekton	F	$\overline{F V} = K_b (\mu_f - r_f - m_f) F V - h F$ <p style="text-align: center;">Crescimento útil Colheita</p>

Oxigénio dissolvido	O	$\frac{dO}{dt}V = A + D - \underbrace{\psi}_{\text{Rearejamento}} + a_s K_b (O^* - O) - \underbrace{K_1 L V}_{\text{CBO do bentos}} - \underbrace{K_s a_b (OS)}_{\text{Carência}} V$ $- \underbrace{\beta_1 \alpha_1 (NH_3)}_{\text{Oxidação do azoto}} V - \underbrace{\beta_2 \alpha_2 (NH_2)}_{\text{Oxidação dos nitratos}} V - \underbrace{\beta_3 \alpha_3 (DET)}_{\text{Carência dos detritos}} V$ $- \underbrace{K_b (r_p P + r_z Z + r_f F)}_{\text{Respiração do biota}} V + \underbrace{K_b (\mu_p P)}_{\text{Fotosíntese}} \gamma V$
---------------------	---	--

Os termos que não foram definidos anteriormente são os seguintes:

P = fitoplancton (ML⁻³);

Z = zooplancton (ML⁻³);

F = nekton (ML⁻³);

B = bentos (ML⁻³);

B* = bentos por unidade de superfície de fundo (ML⁻²);

$\mu_p, \mu_z, \mu_b, \mu_f$ = taxas de crescimento do fitoplancton, zooplancton, bentos e nekton, respectivamente (T⁻¹);

r_p, r_z, r_b, r_f = taxas de respiração do fitoplancton, zooplancton, bentos e nekton, respectivamente (T⁻¹);

m_z, m_b, m_f = taxas de mortalidade do zooplancton, bentos e nekton, respectivamente (T⁻¹);

s_p, s_d = taxas de sedimentação do fitoplancton e dos detritos, respectivamente (ML⁻²T⁻¹);

ψ = taxa de libertação do azoto amoniacal (T⁻¹);

η_{ab} = eficiência digestiva do predador (a) e da presa (b);

c = proporção de carbono;

n = proporção de azoto amoniacal;

p = proporção de fósforo.

3.6.6- Outros modelos ecológicos - de eutrofização

3.6.6.1- CLEANER

Entre os inúmeros exemplos de modelos ecológicos - de eutrofização que foram basicamente concebidos do ponto de vista biológico, mais do que como uma ferramenta de planeamento, merece uma referência especial o modelo CLEANER (PARK et al. 1976), ou modelo do Lago George. O modelo CLEANER é um produto do Programa Biológico Internacional, e foi desenvolvido por investigadores do Grupo de Análise de Ecossistemas do Instituto Politécnico de Rensselaer.

O modelo em muitos aspectos é semelhante ao LAKECO, já que também se baseia nos princípios cinéticos e de conservação de massa que são aplicados unidimensionalmente a um sistema de reactores de tanque continuamente agitados (CSTR). No caso do LAKECO estes reactores eram constituídos por camadas de espessura uniforme e volume variável, ao passo que no modelo CLEANER o "lago" é conceptualizado como uma coluna de um metro quadrado de secção correspondente à profundidade do lago. Nas suas versões iniciais, era dada pouca atenção à heterogeneidade na coluna de água, mas depois o modelo evoluiu para permitir a divisão da coluna até dez células.

O modelo CLEANER pode acomodar até 34 variáveis de estado. Os requisitos de entrada de dados incluem a radiação solar, a temperatura da água, as cargas de nutrientes, e os caudais entrados e saídos. Aparentemente, dado que os caudais entrados e saídos são determinados exogenamente, o modelo deveria ser adaptado a qualquer massa de água tridimensional, mas tal ainda não foi atingido.

O modelo CLEANER foi aplicado a uma grande variedade de situações reais, para além do Lago George, tais como o Lago Sarasota em Nova Iorque, o Lago Leven, na Escócia, vários lagos escandinavos, o Lago Balaton, na Hungria, e outros lagos na Checoslováquia e em Itália. Sendo um modelo virado para a investigação e para o planeamento, parece que tem sido muito mais utilizado da primeira maneira. O desenvolvimento do modelo para incluir mais variáveis de estado e permitir o transporte horizontal e vertical permitirá a sua aplicação a zonas limnológicas profundas, pelágicas e litorais.

Este modelo encontra-se operacional em computadores tais como o Univac 1110 e nos sistemas IBM 360 e 370. Uma aplicação típica do modelo a uma

albufeira estratificada com 34 variáveis de estado requer cerca de 63 segundos de tempo de cálculo no Univac 1110, para a simulação de um ciclo anual.

3.6.6.2- Modelos de Jørgensen

JØRGENSEN 1976 fez uma análise de várias abordagens do problema da modelação da eutrofização e comparou o comportamento de dois modelos diferentes relativamente a observações feitas no Lago Glumsø, na Dinamarca. O Modelo1 baseava-se na cinética de Monod, ao passo que o Modelo2 introduzia alguns conceitos novos de dinâmica das populações fitoplanctónicas, nomeadamente a assimilação e subsequente libertação de nutrientes para a estrutura celular do fitoplancton.

Concluiu-se que o segundo modelo fornecia uma descrição mais rigorosa da resposta do sistema às variações sazonais de descarga de nutrientes. Para além disso, concluiu-se ser essencial que os modelos de eutrofização em lagos ou albufeiras incluíssem pelo menos três níveis tróficos, fitoplancton, zooplancton e peixe, e possibilitassem a troca de nutrientes entre os sedimentos e a água.

3.6.7- Comentários finais

Os modelos de produtividade de fitoplancton de DiTORO et al. 1975 e de THOMANN et al. 1975, bem como os chamados modelos ecológicos - de qualidade da água de CHEN 1970, CHEN e ORLOB 1975, e CHEN et al. 1975, são bem representativos do estado de conhecimentos da modelação ecológica de reservatórios de água, pelo menos do ponto de vista do engenheiro. Contudo, a própria natureza do exercício de modelação, que tende a agregar, fazer médias, e suavizar, em contraste com a delicadeza dos fenómenos biológicos, torna-se por vezes desconcertante para o biologista mais rigoroso. Este preferiria concentrar esforços numa representação mais correcta das interacções biológicas, na cinética dos diferentes estágios da vida, nas instabilidades ecológicas, entre outros aspectos.

Torna-se pois preciso aceitar alguns compromissos, simplesmente porque um modelo é de facto uma aproximação de um sistema real. Estas situações de compromisso sucederam em alguns modelos desenvolvidos por engenheiros por meio de uma grande simplificação do ecossistema aquático, e em certos modelos desenvolvidos por biólogos tal como o CLEANER, através da simplificação dos processos circulatórios e de trocas na massa de água.

Algures entre estes dois extremos fica provavelmente o melhor modelo ecológico prático de um lago ou de uma albufeira eutrofizada. Desta revisão parece também resultar que a capacidade em modelar estes sistemas nos priva em parte do seu entendimento.

De um modo geral, as calibrações e validações são bastantes grosseiras. Isto é em parte devido à falta de bons dados de campo, de que se deve dispor em maior quantidade, mas também atesta um certo excesso de zelo por parte das pessoas que modelam. Os testes de sensibilidade, que só às vezes são empregues, revelariam por certo que, como no caso dos modelos de circulação, se justifica uma certa simplificação na descrição do ecossistema em estudo. Se tal for conseguido, garantindo-se simultaneamente ao biólogo que a sua ciência não foi comprometida, então poderão ser concebidos alguns modelos realmente úteis.

3.7- OUTOS MODELOS DE SIMULAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA

Os modelos atrás descritos retratam de uma forma bastante aproximada o estado de conhecimentos e o estado de aplicações relativamente à simulação da qualidade da água em albufeiras. De facto, qualquer modelo que tenha sido aplicado ao estudo de modelação da qualidade da água de uma albufeira pode ser incluído num dos tipos referidos.

No entanto, têm surgido recentemente alguns desenvolvimentos inovadores no que respeita a técnicas de simulação de sistemas ambientais. Tais desenvolvimentos ficam basicamente a dever-se ao grande avanço que se tem registado ultimamente nas características dos meios de cálculo computadorizados, com capacidades e velocidades de processamento cada vez maiores. Esta melhoria das capacidades computacionais tem conduzido não só ao refinamento de modelos convencionais (e.g. elementos finitos), como também à perspectiva de desenvolvimento de novas abordagens ou técnicas de simulação.

Muitas destas novas abordagens estão ainda numa fase embrionária, pelo que não existem ainda aplicações práticas que possam comprovar a sua adequabilidade. No entanto, alguns destes desenvolvimentos evidenciaram já capacidades muito interessantes na simulação de sistemas simplificados, e mostram um grande potencial para aplicações mais reais.

Entre estas novas técnicas de simulação, merece especial destaque a dos autómatos celulares (TOFFOLI e MARGOLUS 1987). Os autómatos celulares

são sistemas dinâmicos discretos cujo comportamento é completamente especificado em termos de uma relação local, de um modo muito semelhante ao do caso de uma grande classe de sistemas dinâmicos contínuos, definidos por equações diferenciais parciais.

Um autômato celular pode ser visto como um universo estilizado. O espaço é representado por uma grelha uniforme, em que cada elemento, ou "célula", contém alguns bits de informação. O tempo avança em intervalos discretos, e as leis do universo são expressas por uma simples "receita" (um gênero de quadro), através da qual, e em cada intervalo de tempo de cálculo, a célula calcula o seu novo estado a partir da informação das células mais próximas. Deste modo, as leis do sistema são locais e uniformes.

Dada uma certa "receita" adequada, este mecanismo operativo simples é suficiente para suportar uma hierarquia completa de estruturas e de fenómenos. Os autômatos celulares podem pois constituir modelos extremamente úteis para muitas investigações no campo científico. Em particular, podem representar uma forma natural de estudar a evolução de grandes sistemas físicos.

Os autômatos celulares constituem também um paradigma geral para o uso do cálculo paralelo (ou processadores paralelos). Em TOFFOLI e MARGOLUS 1987 apresentam-se os fundamentos e as capacidades dos autômatos celulares, com referência a algumas aplicações práticas. Em CASTRO et al. (s/ data), é feita uma aplicação exploratória das capacidades de utilização de tal abordagem ao caso da simulação da qualidade da água em sistemas aquáticos.

A vantagem desta técnica, quando comparada com os métodos numéricos tradicionais, reside essencialmente na capacidade de discretização, obtendo-se uma representação do sistema real a modelar tão detalhada quanto necessário, e também na rapidez de cálculo. Para além disso, os problemas de instabilidade numérica podem ser evitados, o que constitui também uma grande vantagem. Por estes motivos, esta abordagem promete vir a constituir uma técnica de simulação extremamente eficiente no futuro.

3.8- MODELOS DE EXPLORAÇÃO DE ALBUFEIRAS E SISTEMAS DE ALBUFEIRAS MÚLTIPLAS

3.8.1- Introdução

Ao longo das últimas décadas tem sido dada grande atenção ao uso de modelos matemáticos de simulação e de optimização para a avaliação do regime de exploração de sistemas de albufeiras múltiplas. Em alguns casos, apenas com pequenos melhoramentos na exploração dos sistemas (por exemplo, aumento de apenas 1% ou 2% na produção hidroelétrica), podem atingir-se avultadas somas adicionais nos benefícios económicos anuais.

Esta valorização tem sido acompanhada ao longo dos anos por um considerável esforço de investigação, e tem conduzido a desenvolvimentos contínuos na concepção teórica e nas formulações matemáticas para uma grande variedade de modelos. Em resultado disso, existem hoje métodos para melhorar a exploração de alguns sistemas de albufeiras múltiplas destinados à satisfação de necessidades de água colectivas, a nível das bacias hidrográficas.

O desenvolvimento de modelos matemáticos para a obtenção de procedimentos óptimos para os lançamentos programados a partir de sistemas de albufeiras múltiplas tem sido bastante difícil quando comparado com o de sistemas constituídos por uma única albufeira. Muito do trabalho desenvolvido nos primeiros anos estava virado para a tradução das descargas de uma barragem em benefícios económicos equivalentes.

Os modelos de optimização ou de simulação eram então utilizados para a obtenção de regras temporais de descargas de tal forma que a soma dos benefícios ao longo do tempo fosse maximizada. Muitos destes primeiros desenvolvimentos foram realizados utilizando como técnicas de optimização tanto a programação linear (PL) como a programação dinâmica (PD).

Estes primeiros modelos de exploração de uma única albufeira mostraram-se contudo lentos e dispendiosos. Em alguns casos, eram necessárias várias horas de computação para se obter uma solução óptima, mesmo quando se tratava de uma única albufeira. Ao analisarem-se duas ou mais albufeiras interligadas, o problema, embora facilmente modelado, era muitas vezes virtualmente insolúvel do ponto de vista computacional.

Ainda não é possível obter explicitamente uma regra de exploração de um sistema de albufeiras que especifique qual a descarga que deverá ser feita a partir de cada barragem em função dos actuais volumes armazenados em todos os aproveitamentos, do período de tempo, e das afluências reais (ou esperadas, quando estas são desconhecidas). Desenvolvimentos recentes (e.g. GEORGAKAKOS 1985) mostraram contudo progressos consideráveis na utilização de modelos de optimização para a definição de curvas-guia de exploração de sistemas com várias albufeiras, ou para as descargas a serem feitas a partir de cada aproveitamento numa gestão a tempo real.

Quando se trata de considerar mais do que umas poucas albufeiras, é necessário adoptar uma estratégia de modelação diferente da usada para sistemas de uma única albufeira. Muito do trabalho feito até à data tem sido focado na utilização de modelos de simulação, mas o uso de modelos de optimização tem sido muito limitado para a avaliação de regras que podem então ser mais rigorosamente calculadas recorrendo à simulação.

Dado que os modelos de simulação não definem a regra ou procedimento óptimo para ser directamente utilizado, é necessário recorrer a um procedimento de tentativa-e-erro para se encontrar uma solução óptima ou quasi-óptima. Para se atingir tal objectivo, poderá ser necessário proceder a um grande número de simulações, que poderão ser com certeza computacionalmente dispendiosas.

Os modelos de simulação têm, por outro lado, certas vantagens. Permitem normalmente uma representação mais detalhada das diferentes partes do sistema (tal como uma informação detalhada de cada albufeira ou canal de ligação, ou os efeitos de certos fenómenos em regime variável). Também permitem uma maior flexibilidade na obtenção de respostas que nem sempre podem ser facilmente definidas em termos económicos (benefícios de recreio, preservação da vida animal e selvagem, etc.). Por último, os modelos de simulação constituem um efectivo foco de diálogo com os operadores dos sistemas (as idéias inerentes aos modelos de simulação podem ser em geral mais facilmente compreendidas do que as idéias dos modelos de optimização).

Para se apresentar uma breve descrição do estado-dos-conhecimentos das várias estratégias de modelação que têm sido utilizadas para o estabelecimento de políticas e de regras para as descargas programadas a

partir de sistemas de albufeiras múltiplas, separam-se os modelos em três grandes grupos, que serão discutidos de seguida:

- modelos de optimização para uma única albufeira;
- modelos de optimização para sistemas de albufeiras;
- modelos de simulação.

3.8.2- Modelos de optimização de uma única albufeira

Os primeiros conceitos para a definição das descargas de uma albufeira basearam-se em adaptações da teoria de gestão de "stocks". LITTLE 1955 utilizou a técnica de programação dinâmica para desenvolver uma regra de exploração visando a minimização dos custos de produção de energia num sistema misto térmico-hidroeléctrico.

MANNE 1960 mostrou que a programação linear também podia ser adaptada aos problemas de gestão de "stocks". Mais tarde, mostrou que este método podia ser usado para a obtenção de regras de descargas a partir de albufeiras em que o valor dos consumos era variável. Este autor representou o tempo como uma série de intervalos de tempo, e considerou que a descarga em cada um desses intervalos era uma função do armazenamento no início do período e do caudal médio afluído nesse mesmo período (MANNE 1962).

THOMAS e WATERMEYER 1962 utilizaram uma abordagem ligeiramente diferente, mas ainda usaram a programação linear para resolver o mesmo problema. Estes autores assumiram que os caudais afluentes tinham distribuições de probabilidade conhecidas, mas que eram acontecimentos aleatórios independentes ou correlacionados em série. Outros autores adoptaram o princípio da abordagem de Thomas e Watermeyer, e desenvolveram uma investigação mais detalhada (DIETRICH e LOUCKS 1967, LOUCKS 1968, GABLINGER e LOUCKS 1970).

Paralelamente à crescente utilização de modelos de programação linear para a definição de regras de exploração, outras técnicas foram investigadas. BATHER 1962 desenvolveu uma técnica baseada no uso da programação dinâmica. FALKSON 1961 também investigou uma abordagem que se baseia no uso combinado das programações linear e dinâmica, que é referida como

"regra iterada". BURAS 1963 utilizou a programação dinâmica para a programação das descargas a partir de um sistema albufeira-aquífero.

Todos os modelos acima descritos podem ser classificados como "modelos estocásticos explícitos", i.e., usam directamente distribuições de probabilidade dos caudais afluentes para a obtenção de regras óptimas de descargas.

Apesar das várias técnicas que foram desenvolvidas, muitos dos modelos provaram ser computacionalmente dispendiosos. Em GABLINGER e LOUCKS 1970 mostra-se que para um problema de exploração de uma única albufeira, no estado norte-americano de Nova Iorque, resolvido recorrendo à programação linear, eram requeridas 2000 equações, 15000 variáveis, e duas horas de computador (na altura, um IBM 360/65). Embora a mesma solução fosse obtida com maior eficiência recorrendo à programação dinâmica, tal modelo requeria primeiro um maior esforço de programação.

LOUCKS e FALKSON 1970 procederam à comparação do uso dos métodos de programação linear, programação dinâmica, e de regra iterada. Estes autores concluíram que a utilização da programação linear para a determinação de regras de exploração sequenciais em problemas de grande dimensão era a mais dispendiosa do ponto de vista computacional e que, para todos os efeitos práticos, o seu uso se deveria limitar somente à análise de sistemas de uma única albufeira em que o número possível de volumes de armazenamentos, de caudais afluentes, e de intervalos de tempo fosse relativamente pequeno. Embora os outros dois métodos também fossem computacionalmente dispendiosos, mostraram-se contudo mais promissores para aplicações em sistemas de albufeiras múltiplas.

Durante os anos sessenta também houve desenvolvimentos assinaláveis nos "modelos estocásticos implícitos", i.e., modelos que optimizam os resultados a partir de sequências hidrológicas estocásticas, mas que assumem que estas sequências são conhecidas a priori. Alguns dos primeiros avanços nesta área foram desenvolvidos por HALL e BURAS 1961 e HALL 1964. Os modelos destes autores utilizavam métodos de programação dinâmica.

Em 1966, Young (YOUNG 1966, 1967) aprofundou os resultados destas primeiras investigações. A sua abordagem incluía síntese de escoamentos, optimização determinística (de novo com a utilização da programação dinâmica, usando o método de Monte Carlo), e análise de regressão. A análise de regressão foi utilizada para se definirem os valores das descargas

em termos de níveis de armazenamento e de caudais previamente afluídos. Os dados usados para a análise de regressão eram derivados a partir da sequência de resultados obtidos do modelo de optimização.

Embora o trabalho de Young tenha sido dirigido para a análise de uma única albufeira, foi considerado que a abordagem "estocástica implícita" seria superior à da "estocástica explícita" para sistemas de albufeiras múltiplas. Para a técnica implícita, o esforço computacional de optimização é directamente proporcional ao número de albufeiras do sistema enquanto que, por outro lado, cresce exponencialmente no caso da abordagem explícita.

Há contudo algumas questões teóricas que continuam por responder na utilização da abordagem implícita. Por exemplo, a forma da equação (que variáveis independentes devem ser incluídas, e como é que devem ser tratadas) para a análise de regressão continua um assunto aberto a discussão.

Até à data, não foi feita qualquer tentativa de estimar o erro resultante de se definir uma regra de exploração por este processo, quando comparada com a regra de exploração teoricamente óptima. Para além disso, talvez nunca venha a ser possível atingir um óptimo teórico, dado que até a abordagem explícita introduz um erro na discretização da distribuição de probabilidade. Todavia, e para efeitos práticos, é pouco verosímil que a utilização da técnica implícita produza erros significativos na obtenção de regras de exploração optimizadas.

De acordo com GEORGAKAKOS 1985, alguns autores, reconhecendo a importância das estratégias de satisfação de restrições probabilísticas, investigaram este assunto para uma única albufeira com aflúências independentes. As tentativas de construção de algoritmos que maximizam a função objectivo ao mesmo tempo que satisfazem certas restrições do sistema a níveis probabilísticos pré-definidos, foram bem sucedidas. Infelizmente, estes métodos não são extensíveis a um sistema genérico de albufeiras múltiplas, de novo devido a problemas de dimensão.

3.8.3- Modelos de optimização de albufeiras múltiplas

Desde os primeiros passos dos modelos de optimização de uma única albufeira, foi desenvolvido um trabalho considerável no sentido de se estender algumas das estratégias de modelação a sistemas de albufeiras múltiplas. Como seria de prever, o avanço conseguido com o uso de

processos estocásticos explícitos foi limitado. ROEFS 1968 demonstrou que que esta estratégia conduzia a um crescente esforço computacional à medida que o número de albufeiras aumentava.

A única aplicação conhecida que utilizou este método num sistema de albufeiras múltiplas foi desenvolvida por SCHWEIG e COLE 1968. Estes autores aplicaram a programação dinâmica a um sistema de duas albufeiras e constataram que os custos de computação eram elevados, mesmo quando se usavam representações de escoamento muito simplificadas. Idênticos resultados foram observados por GABLINGER 1971.

Diversas abordagens foram feitas na utilização de métodos estocásticos implícitos a sistemas de albufeiras múltiplas. Num dos primeiros trabalhos, HALL e ROEFS 1966 optimizaram a exploração do complexo hidroeléctrico no Norte da Califórnia designado por Oroville-Thermalito, e constituído por três albufeiras. Esta optimização foi realizada com programação dinâmica numa dada sequência de seis anos hidrológicos. Embora a abordagem tivesse sucesso, mostrou que havia sido dispendiosa do ponto de vista computacional.

Num estudo semelhante, PARIKH 1966 explorou a utilização de um método a que se referiu como "programação linear-dinâmica de decomposição" (linear dynamic decomposition programming". Nesta abordagem, o autor combinou o uso da programação dinâmica para a optimização de albufeiras individuais com a programação linear para a combinação das albufeiras no seu conjunto, num modelo de optimização integrado. Uma solução óptima é obtida após uma série de iterações entre as partes PL e PD do modelo.

Parikh utilizou o seu modelo para analisar dois problemas de teste: um sistema de duas albufeiras com 24 meses de dados hidrológicos, e um sistema de quatro albufeiras com 36 meses de dados hidrológicos. Para ambos os problemas, a solução que se aproximava bastante da óptima surgiu relativamente depressa. Contudo, foi necessário um grande número de iterações antes que se obtivesse a solução óptima. Embora o esforço computacional fosse bastante elevado, não foi todavia proibitivo. Este método mostrou portanto boas potencialidades para aplicações com sistemas maiores.

Em paralelo com este esforço de investigação, BURAS 1965 desenvolveu uma versão simplificada do sistema de albufeiras múltiplas do vale do rio

Sacramento, no Norte da Califórnia, para aplicar o modelo de Parikh. Este modelo incluía um sistema de quatro albufeiras e 10 anos de dados hidrológicos.

Depois deste trabalho introdutório, foram realizadas várias modificações a estas estratégias de modelação. HALL et al. 1969 exploraram a possibilidade de tornar o modelo de Parikh mais eficiente. Em vez de usar variáveis ambivalentes para a parte PD do modelo, sugeriu que se poderia obter uma melhor eficiência através da definição de restrições matemáticas. Esta ideia surgiu a partir do conhecimento de que o tempo de computação para os modelos PD reduz-se, até certo ponto, à medida que o problema se torna mais restringido.

Noutra modificação do modelo de Parikh, ROEFS e BODIN 1970 introduziram considerações adicionais numa tentativa de obter uma representação mais realista do problema em estudo. Concretamente, incluíram os efeitos das variações das taxas de produção de energia hidroeléctrica para condições de esvaziamento das albufeiras, e relações lançamentos-benefícios não-lineares. Roefs e Bodin conseguiram algum sucesso com a sua estratégia, mas concluíram também que esta abordagem era computacionalmente dispendiosa. Por exemplo, uma corrida de computador levava aproximadamente 20 horas antes que terminasse.

Durante o final dos anos sessenta, tornou-se claro que muitas das estratégias analisadas eram muito dispendiosas e simultaneamente bastante impraticáveis para a maior parte dos casos práticos estudados. Era claramente necessário proceder a uma simplificação. Em 1969, foi proposta por REVELLE, JOERES e KIRBY 1969 uma ideia interessante, designada por regra de "decisão linear". Esta regra havia sido proposta anteriormente por CHARNES, COOPER e SYMONDS 1958 na determinação de taxas de refinaria para óleos de aquecimento, para se atingirem determinados consumos estocásticos, dependentes das condições meteorológicas.

Para uma única albufeira, ReVelle, Joeres e Kirby sugeriram que o lançamento a partir da barragem, r_t , durante um dado período de tempo, t , poderia ser relacionado com o volume armazenado, s_t , no início do intervalo de tempo, por uma relação linear:

$$r_t = s_t - b_t \quad (3.77)$$

em que b_t é um parâmetro de decisão a ser obtido através do modelo. Esta regra apresentava a grande vantagem de poder ser conveniente e eficazmente traduzida numa formulação PL.

Desde a sua introdução, contudo, a regra de decisão linear tem sido objecto de grande controvérsia. REVELLE e KIRBY 1970, JOERES, LIEBMAN e REVELLE 1971, NAYAK e ARORA 1971, 1974, EASTMAN e REVELLE 1973, e LECLERC e MARKS 1973, modificaram, estenderam e/ou aplicaram este método a problemas de gestão de albufeiras. Contudo, EISEL 1972, LOUCKS 1970, SOBEL 1974, e LOUCKS e DORFMAN 1975, todos questionaram a utilidade deste modelo para a gestão de albufeiras. Por exemplo, Loucks e Dorfman demonstraram que o uso da regra de decisão produz em geral resultados conservativos, basicamente devido ao facto de que a imposição da regra em si representa uma restrição adicional de operação no sistema.

Esta conclusão aplica-se também à regra de decisão linear menos conservativa que inclui as aflúências reais no segundo membro da referida equação. Aqueles autores sugeriram que esta técnica poderá ser útil para estudos preliminares, mas não poderá ser satisfatória para a obtenção de regras de exploração óptimas tanto para uma única albufeira, como para sistemas de albufeiras.

Um desenvolvimento posterior merece também destaque. Em paralelo com o Plano Geral de Recursos Hídricos do Texas em finais dos anos sessenta, princípios dos anos setenta, foi criado um programa de investigação em três fases para o desenvolvimento de uma metodologia de planeamento apoiada por computador, para ser usada no planeamento de grandes sistemas de múltiplas bacias hidrográficas. Esta metodologia foi desenvolvida utilizando o Sistema de Recursos Hídricos do Texas como exemplo.

Um dos muitos modelos desenvolvidos neste estudo foi um modelo de optimização (designado por "Allocation Model") que utilizou o algoritmo conhecido por "out-of-kilter" (EVENSON e MOSELEY 1970). Este algoritmo, que foi desenvolvido por Fulkerson (FORD e FULKERSON 1962), é utilizado para resolver uma classe especial de problemas de PL, cada um dos quais pode ser representado como uma "rede capacitada", ou seja, uma série de nós e de arcos a ligar esses nós (DURBIN e KROENKE 1967). O objectivo é expresso em termos de custo colectivo mínimo de escoamento através de todos os arcos, sujeito a dois tipos de restrições.

O primeiro tipo é simplesmente a equação da continuidade em cada nó, ou seja, o somatório dos caudais "afluentes" a cada nó tem de ser igual ao somatório dos caudais que "saem" do nó. O segundo tipo de restrição diz que o caudal em cada arco tem de se situar entre dois limites, inferior e superior, previamente definidos. Felizmente, muitos dos problemas em recursos hídricos podem ser traduzidos directamente em representações de redes deste tipo.

As variações dos volumes armazenados nas albufeiras durante os intervalos de tempo, e as variações na exploração do sistema ao longo de uma série de períodos de tempo, também podem ser eficazmente representadas. No estudo de recursos hídricos do Texas, o algoritmo "out-of-kilter" foi utilizado na definição de regras de exploração óptimas para um sistema de 18 albufeiras com 42 ligações, e para um período de 36 anos hidrológicos. Embora este método fosse ainda computacionalmente dispendioso, estimou-se que o algoritmo era cerca de 20 vezes mais rápido e necessitava de 35 vezes menos capacidade de memória de computador do que um algoritmo tradicional de PL.

Em anos posteriores, uma metodologia de modelação, usando PL, para a definição de produções "garantidas" em diversos pontos de uma bacia hidrográfica, foi desenvolvida e aplicada a vários problemas de planeamento (LOUCKS 1976). Esta metodologia conduz ao desenvolvimento de curvas-guia para cada albufeira. Estas curvas-guia definem zonas de capacidade de armazenamento útil (e de encaixe de cheias) dentro da albufeira, em função da época do ano, a partir das quais podem ser permitidas ou restringidas descargas, dependendo das necessidades de fornecimento a jusante. Para sistemas de albufeiras múltiplas, estas curvas-guia permitem um meio de garantir determinados fornecimentos pré-estabelecidos, em toda a bacia.

Uma abordagem semelhante à de YOUNG 1967, atrás referida, é a técnica conhecida por Optimização Estocástica Alternada, apresentada em CROLEY 1974. Esta técnica consiste num procedimento sequencial repetido em cada intervalo de tempo, podendo portanto incorporar qualquer informação adicional relativamente às condições actuais do sistema. Embora a técnica sugerida parecesse atraente dado que os problemas determinísticos são relativamente mais fáceis de resolver, esta abordagem não se afigura muito recomendável para efeitos práticos já que pode conduzir a resultados não óptimos.

Uma classe de modelos PD que consideram explicitamente a incerteza no procedimento de optimização inclui os modelos que utilizam uma descrição de processos de entrada de Cadeia de Markov e programação dinâmica "para trás" (SCHWEIG e COLE 1968, BUTCHER 1971, SU e DEININGER 1972, 1974, BUCHANAN e BRAS 1981). De um modo geral, os modelos desta classe apresentam um bom comportamento em sistemas pequenos (de duas ou três albufeiras). Contudo, a sua aplicação a sistemas de albufeiras múltiplas está fortemente limitada devido a problemas de dimensão.

BECKER e YEH 1974 desenvolveram um modelo de optimização mensal para albufeiras, que se conjugava com um modelo diário (YEH et al. 1976) e horário (YEH, BECKER e CHU 1979), e constituía uma estrutura de níveis (ou hierarquias) múltiplas, que é actualmente usada para fazer a exploração do Projecto do Vale Central da Califórnia. O procedimento consiste numa formulação sequencial determinística que utiliza previsões determinísticas e apresenta uma boa eficiência computacional.

A respeito de estruturas multi-níveis, foi constatado (e.g. HAIMES 1977, UNNY et al. 1981, BECHARD et al. 1981) que são particularmente adequadas para sistemas de albufeiras, devendo-se tal ao facto de os objectivos destes sistemas estarem normalmente associados com uma variedade de bases temporais (por exemplo, encontrar a estratégia de exploração para minimizar os efeitos de uma dada cheia e explorar o sistema de modo a maximizar a produção de energia a longo prazo, são dois objectivos com frequências substancialmente diferentes).

A abordagem de multi-níveis representa o sistema global através de uma hierarquia de modelos. Os modelos de hierarquia mais elevada envolvem descrições menos detalhadas do sistema; estes modelos destinam-se a obter estratégias de exploração que optimizam o comportamento do sistema a longo prazo (decisões estratégicas). Os modelos mais precisos, de nível hierárquico mais baixo, debruçam-se sobre a optimização de intervalos sucessivamente mais pequenos (decisões tácticas), e ditam em última análise a exploração a ser implementada. De um modo geral, as estruturas hierárquicas constituem uma abordagem adequada para a implementação de um esquema de exploração de uma dada albufeira a tempo real.

Até à data, o principal problema dos modelos PD, de programação dinâmica, tem sido a limitação da dimensionalidade, esbarrando na necessidade de implementar a solução de programação dinâmica sob a forma discretizada.

Nas publicações de GEORGAKAKOS 1983 e de WASIMI e KITANIDIS 1983 foram apresentadas metodologias para se evitar esta dificuldade numérica.

WASIMI e KITANIDIS 1983 modelaram a dinâmica do sistema através de um conjunto de albufeiras reais e conceptuais (correspondentes aos troços de rio), e empregaram uma função de custos de penalização quadrática para forçar a trajectória de estado do sistema na direcção de um determinado caminho pré-definido. Os dados de entrada são considerados como variáveis aleatórias de distribuição gaussiana, e a formulação não considera restrições de estado ou de controlo.

O modelo desenvolvido por Georgakakos (GEORGAKAKOS 1983, 1985) também emprega a configuração de um sistema de albufeiras reais-conceptuais, mas admite uma dinâmica não-linear e um comportamento funcional generalizado. Neste caso, o objectivo é o de identificar o estado e as trajectórias de controlo mais favoráveis, e o procedimento consiste num esquema de optimização iterativo.

Em cada iteração, é realizada uma aproximação quadrática da função objectivo e uma linearização local da dinâmica em redor das trajectórias actuais, de forma a construir uma aproximação local do problema original. Este método, apesar de apresentar uma rápida convergência e de fornecer restrições de estado probabilísticas, mostrou um comportamento superior ao de outros modelos, mas não funcionou ainda de um modo totalmente satisfatório.

Uma aplicação deste tipo de modelos que merece destaque é a que resultou de um estudo desenvolvido pela empresa Hidroprojecto para o abastecimento de água ao Sotavento Algarvio (FONSECA e COELHO 1986). Neste estudo eram analisados dois sistemas possíveis de abastecimento de água, um dos quais envolvendo cinco albufeiras interligadas, substituindo-se no outro uma das albufeiras por uma captação por bombeamento. O objectivo traduzia-se na maximização do benefício líquido anual médio, BLAM, a que corresponde a tentativa de maximizar o volume garantido por cada sistema, minimizando-se os respectivos encargos.

3.8.4- Modelos de simulação

Do que foi dito, pode-se facilmente aperceber que os modelos de optimização são limitados quanto à definição de regras de exploração de albufeiras múltiplas, em especial para sistemas com muitas albufeiras. A sua utilização é

relativamente dispendiosa, especialmente se a dimensão do sistema (número de albufeiras) aumenta, e se o tamanho da série hidrológica cresce muito. De modo a não permitir que o problema se torne proibitivamente dispendioso ou complexo, é muitas vezes necessário eliminar muitos dos pormenores que têm de ser considerados quando da exploração real de sistemas de albufeiras múltiplas.

Em muitos casos, também se torna difícil (se não virtualmente impossível) definir o objectivo, em especial em termos quantitativos. Ao passo que as funções de benefícios económicos para alguns dos usos da água (por exemplo, energia hidroeléctrica e irrigação) são razoavelmente bem estabelecidas, o mesmo não se passa em sistemas em que se produzem alguns outros benefícios, tais como o recreio, a pesca e a preservação da vida selvagem. Recentemente, tem havido esforços importantes no sentido de se procurarem formas não numéricas, ou não tradicionais, de simulação qualitativa, utilizando técnicas chamadas "multidimensionais", que combinam a simulação numérica com outras formas de simulação, tais como a linguística ou a pictorial (CAMARA et al. 1987a, 1987b, 1987c, 1990, 1991a, 1991b).

Como consequência, os modelos de simulação continuam a ter um uso generalizado para a análise de sistemas de recursos hídricos. Isto é particularmente verdade para sistemas com muitas albufeiras, bem como para sistemas que têm benefícios não quantificáveis ou dificilmente quantificáveis. Se bem que haja literalmente milhares de modelos de simulação que são utilizados na prática, há contudo alguns modelos que apresentam um interesse especial face à sua larga utilização ao longo dos anos.

O primeiro destes modelos é o modelo HEC-3 (HEC 1971) desenvolvido pelo Corpo de Engenheiros do Exército dos Estados Unidos (U. S. Army Corps of Engineers). O objectivo deste modelo é simular a resposta de sistemas de recursos hídricos concebidos para satisfazer simultaneamente uma variedade de necessidades de água. Este modelo é suficientemente flexível para incluir qualquer configuração arbitrária de albufeiras e linhas de água. O algoritmo busca dentro do sistema, no sentido de montante para jusante, calculando de cada vez uma dada necessidade do sistema e a parte dessa necessidade a ser satisfeita por cada albufeira.

Dado que as respostas de cada sistema individual não são conhecidas até que todo o sistema esteja analisado, é normalmente necessário fazer três

buscas sequenciais dentro de todo o sistema em cada intervalo de tempo de modo a se atingir a precisão desejada. O modelo continua então para o intervalo de cálculo seguinte (tipicamente usam-se intervalos de tempo mensais), e o processo repete-se. Após a execução ao longo de todos os intervalos de tempo de cálculo, que podem representar vários anos hidrológicos, as respostas simuladas são adequada e resumidamente apresentadas.

Um desenvolvimento particular do HEC-3 apresenta um interesse especial. Enquanto que a idéia de curvas-guia temporais se manteve para traduzir os níveis de exploração ideais em cada albufeira, acrescentou-se a idéia de zonamento da albufeira (Figura 3.6). Cada albufeira teria então um certo número de zonas (cerca de 6 em geral), em que cada zona representa uma determinada gama de níveis de água.

O algoritmo foi então estruturado de forma a colocar todas as albufeiras na mesma zona se o nível ótimo (ou curva-guia) não fosse atingido. Esta idéia veio permitir uma considerável maior flexibilidade na representação de uma variedade de regras de exploração.

Entre estas possíveis regras de exploração incluía-se a hierarquização das albufeiras, bem como as regras baseadas na garantia de que eventuais desvios em relação aos níveis de exploração ótimos fossem distribuídos de uma forma equitativa.

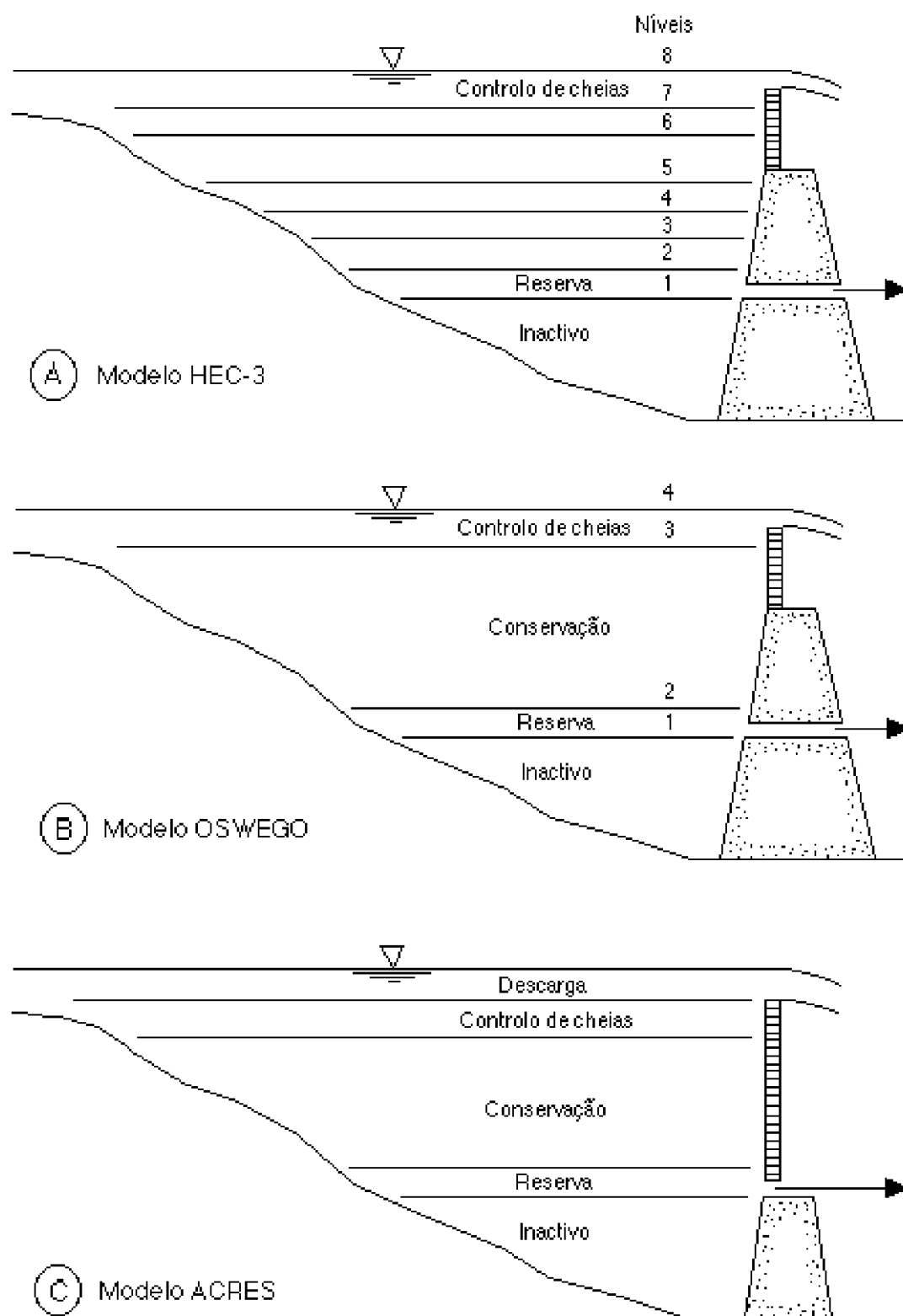


Figura 3.6 - Conceitos para o zonamento de albufeiras

O modelo HEC-3 tem sido bastante utilizado na prática. Tal se deve não só à natureza genérica e flexível do programa, mas também ao facto de o modelo se encontrar bem documentado e ter um bom serviço de apoio. Entre as

aplicações do modelo mais representativas encontram-se as da bacia do rio Willamette no estado norte-americano do Oregon, e os estudos no sistema Arkansas-White-Red no Sul dos Estados Unidos da América (FREDRICH e BEARD 1972, BEARD 1975).

Este último sistema consistia num conjunto de 18 albufeiras, 15 locais de utilização de água, e 8 centrais de produção de energia hidroeléctrica. Os usos da água incluíam, para além da energia hidroeléctrica, a navegação, o recreio, e a protecção contra cheias. O modelo foi utilizado com o objectivo de traçar regras de exploração óptimas através da simulação de várias estratégias para uma sequência de 21 anos hidrológicos.

O modelo HEC-3 não tem contudo capacidade para a incorporação da simulação de propagação de caudais nos troços de rio entre albufeiras, e o programa está basicamente estruturado para lidar com valores mensais. As capacidades deste modelo, cuja última versão data de 1981, estão disponíveis no modelo HEC-5, mais recente (HEC 1986), razão pela qual a utilização do HEC-3 está a cair em desuso.

Um segundo modelo que apresenta também um interesse especial é o SIMYLD-II, que foi desenvolvido no âmbito do estudo dos recursos hídricos do Texas (TWDB 1972). Este modelo é basicamente um modelo de simulação de albufeiras múltiplas. Em cada intervalo de tempo é, contudo, utilizado um submodelo de optimização, que utiliza um algoritmo "out-of-kilter" para a definição da estratégia de exploração óptima.

O objectivo do submodelo é o de minimizar os custos do sistema (principalmente custos de bombeamento), dentro de cada intervalo de tempo de cálculo. As regras de exploração são representadas através da variação das restrições impostas nos limites de cada arco, e que se traduzem ou em volumes de armazenamento ou em lançamentos de água.

Um terceiro modelo é o de albufeiras múltiplas desenvolvido para o sistema Oswego pelo Departamento de Ambiente e Conservação do estado de Nova Iorque (ACRES 1973). Este modelo é também de particular interesse porque desenvolveu algumas das idéias básicas do zonamento de albufeiras múltiplas, inerente ao modelo HEC-3. O número de zonas foi reduzido para quatro, e foram designadas por zonas de controlo de cheias, conservação, reserva, e inactiva (Figura 3.6).

A zona de controlo de cheias era utilizada como armazenamento temporário para a atenuação de prejuízos a jusante durante períodos de aflúências excessivas. De modo semelhante, e durante épocas extremamente secas, a zona de reserva podia ser utilizada para o lançamento de caudais mínimos para satisfazer somente as necessidades da linha de água a jusante.

A zona de conservação representava a zona de exploração normal, sendo o nível de exploração óptimo implicitamente posicionado no topo desta zona. A zona inactiva, posicionada sob a zona de reserva, definia a gama de níveis que não estão normalmente disponíveis para efeitos de regulação.

O algoritmo do modelo de simulação de Oswego baseava-se na colocação de todas as albufeiras na mesma zona se os níveis óptimos (ou curvas-guia) não fossem atingidos (conceito semelhante ao do modelo HEC-3). Os caudais de jusante eram ajustados em função da zona a que se encontravam as albufeiras a montante. No entanto, como este modelo foi desenvolvido especificamente para o sistema Oswego, não pode ser facilmente adaptado para outros sistemas de albufeiras múltiplas.

O quarto modelo é o modelo Acres, de albufeiras múltiplas, que foi desenvolvido inicialmente para explorar estratégias alternativas para a exploração da bacia do rio Trent, em Ontário, no Canadá (ACRES 1973, SIGVALDASON et al. 1975 a, b, 1976) (Figura 3.6). O algoritmo deste modelo era uma adaptação e um prolongamento das idéias básicas contidas nos três modelos atrás descritos. Incluía a representação combinada das curvas-guia e do zonamento que era inerente tanto ao HEC-3 como ao modelo Oswego.

No entanto, a esta representação era acrescentada uma "zona de descarregamento" adicional, e a curva-guia podia ser posicionada em qualquer nível dentro da zona de conservação (e não necessariamente só no topo desta zona). Uma flexibilidade adicional foi também conseguida pela representação dos escoamentos nos vários canais através de séries de gamas de caudais. Isto permitiu não só um balanço dos níveis dentro da cada albufeira individual, de acordo com regras de prioridades hierarquizadas ou de desvios relativos equivalentes, mas também um balanço geral dos níveis das albufeiras com os caudais nas linhas de água.

Tal como o modelo SIMYLD-II, o modelo Acres utilizou a rotina de optimização "out-of-kilter" como um submodelo para se atingir as respostas óptimas do sistema durante os diversos intervalos de tempo. No entanto, em

vez de procurar minimizar o custo do sistema, como fazia o modelo SIMYLD-II, a função objectivo no modelo Acres era estabelecida para reflectir o processo de monitorização e a decisão optimizada do chefe de exploração para uma determinada regra de exploração. Para qualquer condição hidrológica dada, era suposto que o operador minimizasse uma soma algébrica de desvios penalizáveis em relação às condições de exploração ideais para o sistema como um todo.

Cada um dos desvios, que podiam ser tanto violações às curvas-guia das albufeiras como escoamentos fora das "gamas normais", era penalizado com certos "coeficientes de penalidade" representativos. Pela atribuição de valores adequados aos vários coeficientes de penalidade, era então possível reproduzir a resposta do sistema que o operador iria conseguir para a regra de exploração prescrita e para as condições hidrológicas dadas.

O modelo Acres, que foi estruturado para qualquer configuração arbitrária de albufeiras e canais de ligação, tem sido utilizado como meio auxiliar na definição de regras de albufeiras para quatro bacias hidrográficas separadas. Também foi ligeiramente modificado, e é hoje utilizado como uma ferramenta de exploração do dia-a-dia na definição de lançamentos das albufeiras no sistema do rio Trent, em Ontário.

O quinto e último modelo é o modelo HEC-5, que tal como o HEC-3 foi desenvolvido pelo U. S. Army Corps of Engineers (HEC 1982, 1986). Este modelo foi desenvolvido para a simulação da exploração sequencial de sistemas de albufeiras e canais com uma configuração ramificada. Oferece a possibilidade de se poder adoptar qualquer intervalo de tempo de cálculo, desde um minuto a um mês, e dentro de cada simulação é possível utilizar variados valores para o intervalo de tempo de cálculo.

A propagação de caudais nos canais ou troços fluviais pode ser obtida por sete formas diferentes de técnicas hidrológicas. A exploração das albufeiras pode ser feita em ordem a reduzir as cheias a jusante, descarregar a capacidade de encaixe de cheias o mais depressa possível, garantir requisitos de caudais mínimos, e ir ao encontro de necessidades de produção de energia hidroeléctrica. Estas últimas podem ser definidas para cada aproveitamento, ou para o sistema de aproveitamentos.

A simulação de aproveitamentos com contra-embalse ("pump-storage") pode também ser tida em conta no modelo HEC-5. A avaliação da capacidade de

armazenamento ou dos caudais garantidos pode ser feita de uma forma automática, utilizando o conceito de disponibilidade garantida, e podem também ser feitos cálculos económicos para a avaliação de benefícios hidroeléctricos e de prejuízos de cheias.

Como comentário final ao uso de modelos de simulação, deve referir-se que, em muitos sistemas, o entendimento do que é uma " melhoria na exploração do sistema" ainda está sujeito a uma percepção e interpretação colectivas. Isto é em especial verdade para sistemas em que os principais benefícios são considerados não quantificáveis (tais como o recreio, a pesca e a preservação da vida selvagem, ou o aumento dos caudais de estiagem).

Não se pretendeu dizer com esta definição que estes benefícios não podem ser quantificados. O que se pretendeu foi incluir a percepção de quem considera simplesmente certos benefícios em termos qualitativos e não em termos quantitativos. Para se desenvolverem certos procedimentos de melhoria da exploração em tais sistemas, é desejável (e talvez obrigatório) que seja incluída a interpretação da administração responsável pela exploração do sistema.

Em alguns dos estudos efectuados, Acres prestou uma atenção especial a esta nova concepção. A abordagem de Acres consistia essencialmente em dois conjuntos de simulações. Para o primeiro conjunto, a resposta do sistema (em termos de níveis e lançamentos) era simulada, como reflexo da prática de exploração recente. Basicamente, esta era a fase de calibração do modelo. Estes resultados eram obtidos por um processo iterativo de simulação do sistema com o modelo, e por longas e detalhadas discussões com o pessoal administrativo.

Após a calibração do modelo, um segundo conjunto de simulações era obtido, incluindo as respostas do sistema a diversas alterações nas regras de exploração. Estas simulações eram baseadas na interpretação e no julgamento do pessoal administrativo responsável pela exploração do sistema e de analistas de sistemas, sobre o que constitui na realidade uma melhoria na exploração desse sistema.

Esta estratégia provou na prática ter bastante sucesso. Apresenta também a vantagem evidente de, na altura de se introduzirem mudanças nas regras de exploração, o pessoal administrativo vir mais facilmente a apoiar e a pôr em

prática tais mudanças (dado que compreendem e valoram devidamente as totais implicações destas mudanças).

Este procedimento conduziu mais tarde aos sistemas periciais ("expert systems") que hoje em dia se tornaram populares, mas que não têm tido ainda muitas aplicações práticas. Nesta área concreta do problema, por vezes complexo, da gestão integrada dos recursos hídricos, esta estratégia promete dispôr de um largo campo de aplicações a curto prazo.

3.8.5- Comentários finais

Não é fácil extrair conclusões definitivas desta breve revisão do estado dos conhecimentos. Enquanto que, por um lado, existem grandes dificuldades em desenvolver algoritmos que sejam ao mesmo tempo verdadeiramente óptimos e computacionalmente acessíveis, também é evidente que se estão a verificar rapidamente grandes desenvolvimentos nesta área. Os ganhos que se podem obter com uma única pequena melhoria nas regras de exploração podem ascender a milhões de escudos anuais. Em resultado disto, dever-se-iam incentivar todos os esforços para a investigação neste domínio, à semelhança do que se tem passado noutros países.

Outra conclusão que se poderá extrair é a de que, se por um lado a abordagem de optimização estocástica explícita é a única técnica disponível actualmente para se encontrarem soluções verdadeiramente optimizadas (à parte os erros na discretização da distribuição de probabilidade), é por outro lado intratável do ponto de vista computacional para todas as aplicações práticas, à excepção de uma única albufeira. Devido ao crescente esforço computacional à medida que o número de albufeiras aumenta, esta técnica não se apresenta muito atraente para aplicações práticas futuras.

Por outro lado, a abordagem de optimização estocástica implícita parece muito mais promissora. A optimização da exploração de um sistema para uma dada sequência hidrológica (ou séries de sequências) permite obter uma quantidade significativa de informação útil sobre o melhor modo de explorar o sistema. Embora esta abordagem não conduza necessariamente às soluções óptimas teoricamente exactas, crê-se que, para efeitos práticos, as respostas obtidas são suficientemente precisas para serem efectivamente óptimas. Também é provável que para sistemas relativamente pequenos (em termos de número de albufeiras), as respostas produzidas possam, em muitos dos

casos, conduzir a melhorias substanciais na exploração dos sistemas relativamente às práticas correntes.

O desenvolvimento e utilização de modelos de optimização estocásticos implícitos encontra-se ainda confinado a pequenos sistemas de albufeiras múltiplas. No referido estudo do TVA, por exemplo, o estabelecimento de estratégias de optimização alternativas incidiu numa representação de um sistema de apenas seis albufeiras.

Continuam hoje a verificar-se rápidos desenvolvimentos nos modelos de optimização estocásticos implícitos. Os algoritmos utilizados em alguns destes desenvolvimentos incluem o algoritmo "out-of-kilter", diversas modificações de PD (tais como PD diferencial discreta, PD por sucessivas aproximações, vários algoritmos de gradiente, e o algoritmo de decomposição linear-dinâmico de Parikh).

Para grandes sistemas (para mais de cinco ou seis albufeiras) a estratégia de modelação de maior sucesso parece ser a que utiliza a simulação. Embora esta estratégia implique a utilização de um processo de tentativa-e-erro, pode contudo ser usada com sucesso, em especial quando combinada com a experiência e decisão pessoal de um bom técnico de exploração. Além disso, para os sistemas que têm uma parte importante dos seus benefícios expressos em termos não-económicos (e.g. recreio, pesca, preservação da vida selvagem), a técnica de simulação continuará a ser a única abordagem prática nos tempos mais próximos.

3.9- MODELOS ESPECIAIS DE ALBUFEIRAS

3.9.1- Introdução

Para além dos modelos de simulação do comportamento de reservatórios de água e de optimização do planeamento e exploração de albufeiras, existe uma importante tecnologia de modelação que diz respeito a problemas muito especiais destes sistemas. Entre os mais importantes modelos e programas de computador nestas circunstâncias podem destacar-se alguns, cuja breve descrição se apresenta de seguida.

3.9.2- RØUT - Níveis de água nos Grandes Lagos

O modelo RØUT foi desenvolvido no Canadá, pelo Inland Waters Directorate of Environment, para a simulação dos níveis de água dos Grandes Lagos

através dos lagos Michigan, Huron, St. Clair, Erie, Ontário e St. Louis. O programa realiza um balanço hídrico mensal com base na informação das efluências do Lago Superior, das afluições úteis próprias das bacias, e dos atrasos devidos ao gelo e à cobertura vegetal para os Grandes Lagos a Sul. Os níveis dos lagos são ajustados de acordo com um modelo linear simples, governado por curvas de vazão e por curvas de volumes armazenados. Este modelo é utilizado pela Divisão de Ambiente de Planeamento e Gestão de Recursos Hídricos do Canadá.

3.9.3- QNET-I - Qualidade da água em múltiplas bacias hidrográficas

O modelo QNET-I foi desenvolvido pelo Texas Water Development Board, e simula os valores espaciais e temporais de constituintes conservativos de qualidade da água dentro de um sistema de recursos hídricos constituído por uma bacia ou por um conjunto de bacias hidrográficas. O modelo baseia-se numa rede ("link-node") em que as ligações ("links") correspondem a elementos de transferência (canais ou troços de rio), e os nós ("nodes") representam elementos de armazenamento (albufeiras ou lagos) ou pontos de ligação sem capacidade de armazenamento.

As equações de balanço de massa (volume x concentração) são definidas para cada nó da rede (até 30), formando um conjunto de equações que pode ser resolvido explicitamente ao longo do tempo para dar a evolução da qualidade da água sob condições variáveis de hidrologia natural ou de exploração do sistema. Os dados de entrada incluem os caudais dos afluentes às albufeiras, a qualidade da água das afluições, a transferência de caudais, a evaporação, e as necessidades de água pontuais.

3.9.4- Sedimentação em albufeiras

O Instituto de Investigação de Recursos Hídricos de Kansas (MERRILL e CHANG 1973) desenvolveu um modelo para a análise dos processos de sedimentação em albufeiras. Dadas as taxas de sedimentação do transporte sólido afluente, os caudais descarregados, e as taxas de deposição e de erosão dentro da albufeira, e admitindo-se o transporte de sedimentos de acordo com a equação de difusão a duas dimensões, o modelo prevê a evolução espacial e temporal dos sedimentos acumulados (erodidos).

O modelo foi desenvolvido para o caso específico da albufeira de Kanopolis, no estado norte-americano do Kansas, mas pode ser adaptado a outros sistemas. Os dados de entrada incluem os afluxos e os efluxos de sedimentos

e os respectivos volumes de água. Os coeficientes empíricos incluem a eficiência de retenção e os coeficientes de difusão.

Outro modelo que possibilita a simulação da deposição de sedimentos em albufeiras é o modelo HEC-6 (Scour and Deposition in Rivers and Reservoirs), desenvolvido pelo U. S. Army Corps of Engineers (HEC 1991). Este modelo foi desenvolvido para prever o comportamento hidromorfológico de sistemas fluviais a longo prazo, não sendo adequado para avaliar as resposta de curto prazo motivadas por certos acontecimentos, tais como cheias.

O modelo HEC-6 descreve as interações entre as características hidráulicas do escoamento e o material sólido transportado, tanto em suspensão como por arrastamento. O modelo não calcula contudo a produção de sedimentos na bacia hidrográfica, baseando as simulações da evolução dos fundos no balanço permanente entre o caudal sólido afluído e a capacidade de transporte sólido do sistema fluvial.

3.9.5- Avaliação preliminar de albufeiras

Um modelo constituído por um conjunto de programas simples é utilizado pelo Waterways Experiment Station do Corps of Engineers, nos Estados Unidos da América, para fazer avaliações de custos de soluções alternativas de albufeiras ou de sistemas de albufeiras (DECELL 1972). O modelo inclui programas para estimar os escoamentos mensais médios, a capacidade de armazenamento das albufeiras com base na topografia, o volume de encaixe de cheias, o aumento de caudais, o uso recreativo, e os custos de construção, de expropriação, e de conservação e manutenção.

Os dados de entrada deste modelo incluem as séries de escoamentos, a informação topográfica, a informação demográfica e a informação de custos. As saídas de resultados consistem em informação resumida sobre escoamentos superficiais, características de exploração, capacidades de armazenamento, e custos. O modelo foi aplicado à bacia do rio Cheat, no estado norte-americano da Pensilvânia.

3.9.6- Armazenamento nas margens das albufeiras

Foi desenvolvido um programa pelo U. S. Geological Survey (THOMPSON 1972) para calcular o armazenamento diário nas margens das albufeiras que resulta das variações dos níveis da superfície livre. Admite-se que é válida a

equação de Rorabaugh para aquíferos de largura finita com forma de cunha. Os dados de entrada incluem os valores diários dos níveis da albufeira e as características do aquífero. O modelo foi testado na albufeira de Hungry Horse, no estado norte-americano de Montana.

3.9.7- Deslizamentos de terras

O Waterways Experiment Station do Corps of Engineers, em Vicksburg, nos Estados Unidos da América, desenvolveu um modelo para prever a altura e a celeridade das ondas causadas por deslizamentos de terras para o interior de albufeiras (RANEY e BUTLER 1975). O modelo baseia-se nas equações do movimento e da continuidade, a duas dimensões.

O desenvolvimento deste modelo fica a dever-se aos acidentes que já ocorreram em albufeiras, alguns com graves consequências (por exemplo, o galgamento da barragem), devidos a deslizamentos de importantes quantidades de terras para o seu interior. Os dados de entrada do modelo consistem na deformação temporal do fundo da albufeira motivada por um dado deslizamento. O modelo matemático foi testado através de ensaios laboratoriais levados a cabo num modelo físico da albufeira Libby, no estado norte-americano de Montana.

CAPÍTULO 4 - DESCRIÇÃO DOS MODELOS

4.1- INTRODUÇÃO

A aplicação prática dos modelos matemáticos de qualidade da água foi feita a quatro casos estudados de albufeiras no Norte de Portugal. As albufeiras de Bemposta, Vilar e Torrão estão incluídas no Projecto Nato-Po-Rivers, que visa a adaptação de novas metodologias de gestão de recursos hídricos àquela região do país. Para estas albufeiras recorreu-se à utilização de um modelo desenvolvido por HEC 1978, o modelo WQRRS, que se encontra bem documentado, e que tem sido largamente utilizado, em especial nos Estados Unidos da América.

A utilização deste modelo foi feita tanto para a calibração como para o estudo de soluções que possam minimizar os problemas existentes nas referidas albufeiras. Todas estas albufeiras apresentam problemas específicos de qualidade da água, devendo-se contudo realçar que há, de um modo geral, uma significativa falta de dados, facto que conduz, por um lado, à adopção de determinadas hipóteses, e por outro lado limita a aplicação de modelos matemáticos de qualidade da água a modelos mais simples, como o WQRRS, que é um modelo unidimensional por camadas.

Um segundo modelo matemático, com características diferentes, foi aplicado à albufeira de Crestuma/Lever, que foi objecto de um estudo de impacto das descargas térmicas da central de Tapada do Outeiro, face ao projecto existente de construção de uma nova central, com maior potência instalada. Para este caso, em que a albufeira é pouco profunda e o regime hidrológico é a fio-de-água, utilizou-se um modelo bidimensional, verticalmente homogéneo, para o qual se desenvolveu uma subrotina de trocas de calor na interface ar-água. Ao contrário das outras albufeiras, dispunha-se neste caso de um bom conjunto de dados, que se poderá mesmo considerar excepcional face ao que é, infelizmente, habitual para estudos de modelação da qualidade da água em Portugal.

Para ambos os modelos faz-se de seguida uma descrição das suas características e capacidades. No capítulo 5 apresentar-se-ão os resultados da aplicação destes dois modelos às albufeiras em estudo.

4.2- MODELO WQRRS

4.2.1- Introdução

O modelo WQRRS (HEC 1978) é constituído por três módulos independentes, mas integráveis; o módulo da albufeira (WQRRSR), o módulo hidráulico do rio e o módulo da qualidade do rio (WQRRSQ). Os módulos da albufeira e o do rio são programas isolados e podem ser executados, analisados e interpretados independentemente. Contudo, o módulo da qualidade do rio não possui capacidade de computação hidráulica e requer um arquivo de dados hidráulicos que tem a sua origem no módulo hidráulico do rio.

Os três programas de computador podem igualmente ser integrados para uma análise completa da qualidade da água em albufeiras através do armanejamento automático de resultados para simulações a jusante. A análise subsequente pode ser uma parte da mesma simulação ou a execução de um modelo totalmente independente. A compatibilidade input/output para uma análise a jusante é consistente entre os módulos. Muitas subrotinas são semelhantes, se não idênticas, entre os módulos da albufeira e do rio.

Um exemplo da técnica de registo dos dados para utilização a jusante seria fazer correr o módulo da albufeira e escrever um ficheiro de resultados de descargas e um ficheiro associado da qualidade da água. A descarga da albufeira serve então como dado de aflúências para o modelo hidráulico do rio que, juntamente com as informações adicionais, tributárias e geométricas, fornece os dados hidrológicos necessários para o programa de computação hidráulica.

Os resultados do caudal do rio são então gravados para o módulo de qualidade do rio. O ficheiro da qualidade de descarga da albufeira, o ficheiro da propagação de caudais do rio, os hidrogramas dos afluentes tributários e a qualidade da água associada, e outros dados meteorológicos, biológicos e químicos servem de input ao módulo de qualidade do rio.

O procedimento acima referido pode ser também executado na ordem inversa, onde o hidrograma do caudal do rio e as informações sobre a

qualidade da água provenientes do módulo do rio são preparadas e gravadas para input para o módulo da albufeira.

O modelo da bacia tem a flexibilidade de fazer correr um elemento de cada vez (por exemplo, albufeiras individuais ou braços de rio) durante as fases de verificação e calibração, mas também fazer correr sistemas fluviais completos ou sistemas de bacias durante as últimas fases de concepção.

A descrição feita nos parágrafos seguintes restringir-se-á apenas ao módulo relativo a albufeiras (WQRRSR), pois sobre ele incidiu a aplicação às albufeiras em estudo.

4.2.2- Capacidades gerais do modelo

A metodologia do programa é aplicável a reservatórios de água em condições aeróbias que possam ser representados por sistemas unidimensionais em que as isotérmicas, ou na realidade qualquer linha equipotencial de todos os parâmetros, sejam horizontais. Esta aproximação é em geral satisfatória em pequenas a moderadamente grandes albufeiras, com grandes tempos de residência. A aproximação poderá ser menos satisfatória em albufeiras pouco profundas ou em albufeiras que possuam um pequeno tempo de residência médio.

Os sistemas que têm um escoamento médio relativamente "rápido" (portanto, valores pequenos de tempo de residência) apresentam muitas vezes uma mistura completa e podem ser encarados como linhas de água com baixas velocidades de escoamento, devendo-se neste caso usar os modelos fluviais. O modelo possui a possibilidade de simular um número ilimitado de dias ou de anos, sendo a principal limitação o tempo de cálculo computacional e o tempo requerido para a preparação dos dados.

Os programas de computador que integram o modelo foram originalmente escritos em Fortran IV, e podem correr em quase todos os computadores actualmente de uso geral, em especial os designados por computadores pessoais, em ambiente MS-DOS. Posteriormente, foi feita pelo autor a conversão do modelo para ambiente Apple/Macintosh, for forma a poder também tirar partido das capacidades gráficas específicas destes computadores.

Os tempos de cálculo do modelo variam bastante e são função, para um dado computador, do período de tempo total a simular, do intervalo de tempo de

cálculo, do tamanho e complexidade do sistema a modelar, e do número de parâmetros de qualidade da água a incorporar na simulação. As características do processador do computador que se utilizar têm também, e cada vez mais, influência na velocidade de cálculo e, portanto, no tempo de computação.

4.2.3- Representação do transporte de massa

A albufeira é conceptualmente representada por uma série de fatias horizontais unidimensionais, tal como se apresentou na Figura 3.1. Cada fatia horizontal ou elemento de volume em camada é caracterizado por uma área horizontal, por uma dada espessura, e por um certo volume. No seu conjunto, esta justaposição de vários elementos de volume em camadas é uma representação geométrica em forma discretizada do protótipo que é a albufeira.

Dentro de cada elemento, assume-se que existe uma mistura completa da massa de água. Isto implica que só a dimensão vertical é retida durante o cálculo. Cada camada horizontal supõe-se completamente homogénea com todas as isotérmicas paralelas à superfície da água, tanto lateral como longitudinalmente. As afluências exteriores e as extracções de água são consideradas como fontes ou perdas dentro de cada camada e são instantaneamente dispersas e misturadas de forma homogénea ao longo de cada elemento desde montante da albufeira até à barragem. Não é possível contudo observar as variações longitudinais dos parâmetros de qualidade da água.

O transporte interno de calor e de massa só ocorre na direcção vertical. Assume-se que o transporte interno ocorre por advecção e através do mecanismo de difusão efectiva, que combina em si os efeitos da difusão molecular e turbulenta, e a mistura de convecção. Embora o gradiente de difusão entre camadas se baseie nas diferenças de concentração dos vários constituintes individuais, o coeficiente de difusão efectiva é sempre baseado na temperatura. Este facto é importante dado que a difusão de massa pode não ser equivalente à dispersão da energia térmica.

Os resultados do modelo são bem representativos das condições existentes dentro da massa de água da albufeira. Poderá ser difícil extrair conclusões sobre o que poderá ocorrer em portelas ou na área de montante devido às características de unidimensionalidade.

O movimento da água e por consequência os efeitos da advecção, são governados pela localização das afluições à albufeira, e das extracções de água da mesma. Portanto, a determinação das zonas de distribuição e de extracção tanto para as afluições como para as saídas de água, tem um importante significado na exploração do modelo. Existem no modelo duas opções para a determinação da localização do campo de correntes criado pela extracção de água: o método de Debler-Craya, e o método WES. Um método de Debler-Craya modificado é usado exclusivamente para o posicionamento das afluições.

4.2.3.1- Método Debler-Craya de localização da extracção de água

O método Debler-Craya de localização da extracção de água utiliza duas técnicas para o posicionamento dos campos de corrente gerados pelo escoamento através de uma torre de tomada de água com tomadas a vários níveis. Quando a água é extraída a um nível em que existe um gradiente de densidade negativo (i.e., na zona estratificada), usa-se o critério de Debler para determinar a espessura do campo de correntes. Esta espessura é definida por:

$$D = 2,88 \left(\frac{Q}{W} \sqrt{\frac{\rho}{g\beta}} \right)^{1/2} \quad (4.1)$$

em que

D = espessura do campo de correntes (m);

Q = caudal extraído (m³/s);

W = largura efectiva da albufeira ao nível da tomada de água (m);

β = gradiente de densidade no local da tomada de água (m/s²);

g = aceleração da gravidade (m/s²);

ρ = massa específica da água no local da tomada de água (kg/m³).

A massa específica da água é calculada como uma função da temperatura e do teor de sólidos inorgânicos dissolvidos e suspensos, utilizando-se a seguinte expressão empírica:

$$\rho = 1000 - [(T - 3,98)^2(T + 283) / (503,57 (T + 67,26))] + 0,00062 C_1 + 0,0012 C_2 \quad (4.2)$$

em que

T = temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$);

C_1 = concentração de sólidos dissolvidos totais (mg/l);

C_2 = concentração de sólidos inorgânicos suspensos (mg/l).

As efluências provêm de elementos acima e abaixo do centro da tomada de água, assumindo-se uma distribuição de velocidades uniforme dentro do campo de correntes. Se a zona de extracção afectada se estende acima da superfície da água ou abaixo do fundo da albufeira, a área acima ou abaixo é ignorada, e a velocidade aumentada proporcionalmente.

Quando a água é extraída a um nível em que não existe gradiente de densidade (i.e., na zona de mistura convectiva), a teoria de Craya é utilizada para se determinar a quantidade máxima de escoamento que ficará contida na zona de mistura convectiva sem penetrar na zona estratificada. Este caudal, conhecido por caudal crítico de Craya, é definido por:

$$Q = C W D^{3/2} \Delta\rho^{1/2} \quad (4.3)$$

em que

Q = caudal crítico de Craya, ou o máximo caudal que ficará contido na zona de mistura convectiva (m^3/s);

C = constante empírica: $C = 0,074$ para extracção a partir do elemento superficial, e $C = 0,151$ para extracção a partir dos elementos abaixo da superfície;

W = largura efectiva da albufeira ao nível da tomada de água (m);

D = espessura da zona de mistura convectiva (m);

$\Delta\rho$ = máxima diferença do valor de massa específica da água entre a zona de mistura convectiva e a zona estratificada (kg/m^3).

Se o caudal extraído for inferior ao caudal crítico de Craya, toda a extracção será distribuída ao longo da zona de mistura convectiva, assumindo-se uma distribuição de velocidades uniforme. Se o caudal extraído for superior ao máximo que pode permanecer contido na zona de mistura convectiva, toda a

extracção será distribuída ao longo da zona de mistura convectiva, o excesso será extraído da zona estratificada utilizando-se o critério de Debler.

4.2.3.2- Método WES de localização da extracção de água

A componente do modelo que trata da saída de água pela tomada da barragem contém como opção as técnicas de tomada de água selectiva desenvolvidas pelo U. S. Army Engineer Waterways Experiment Station (BOHAN et al. 1969). Foram feitos estudos em laboratório para a determinação das características da zona de tomada de água criada num reservatório de água com uma estratificação aleatória pela saída de água através de um orifício submerso. A partir destes ensaios foram desenvolvidas certas relações gerais para a descrição dos limites verticais da zona de extracção de água, e para a distribuição vertical de velocidades no interior dessa zona.

Na Figura 4.1 apresenta-se um esquema das variáveis relacionadas com o escoamento através de um orifício. A equação seguinte define os limites (velocidade nula) da zona de extracção de água:

$$V_0 = \frac{Z^2}{A_0} \sqrt{\left(\frac{\Delta \rho'}{\rho_0} g Z \right)} \quad (4.4)$$

em que

V_0 = velocidade média no orifício (m/s);

Z = distância vertical entre a cota do eixo do orifício e o limite inferior ou superior da zona de extracção (m);

A_0 = área da secção do orifício (m²);

$\Delta \rho'$ = diferença de massa específica do fluido entre a cota do eixo do orifício e o limite inferior ou superior da zona de extracção (kg/m³);

ρ_0 = massa específica do fluído à cota do eixo do orifício (kg/m³);

g = aceleração da gravidade (m/s²).

Conhecendo-se os limites da zona de extracção, o perfil de velocidades devido à saída de água pode ser determinado. Em primeiro lugar, a localização da velocidade máxima é dada por:

$$\frac{Y_1}{H} = \left[\sin \left(1,57 \frac{Z_1}{H} \right) \right]^2 \quad (4.5)$$

em que

Y_1 = distância vertical entre a cota do ponto com velocidade máxima V e o limite inferior da zona de extracção (m);

H = espessura da zona de extracção (m);

Z_1 = distância vertical entre a cota do eixo do orifício e o limite inferior da zona de extracção (m).

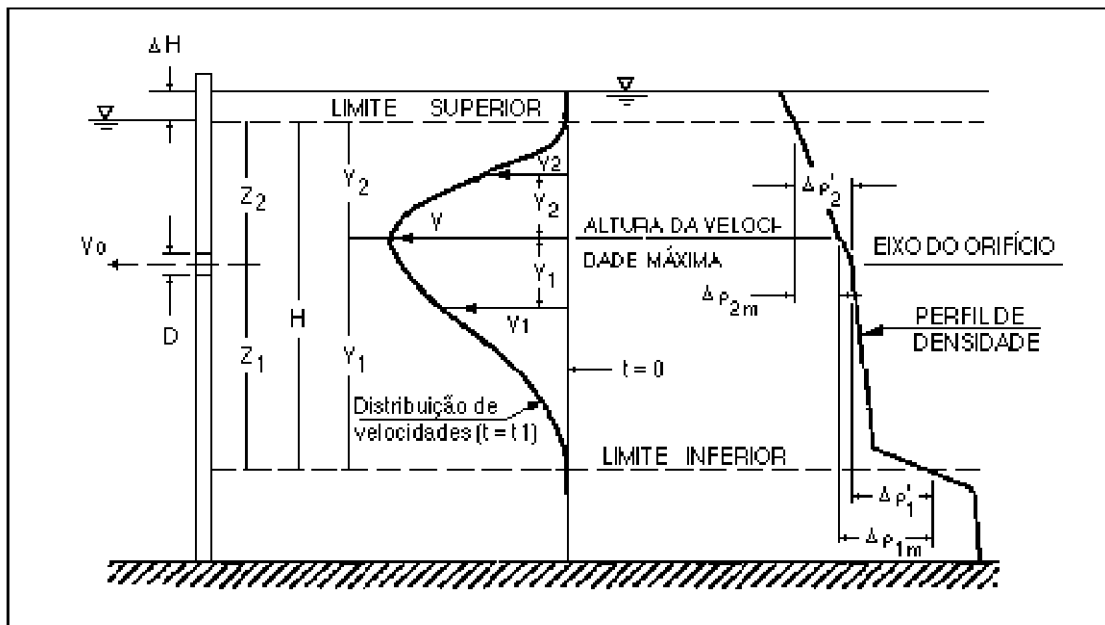


Figura 4.1- Esquema de definição das variáveis no escoamento por orifício.

A distribuição de velocidades dentro da zona de extracção é então determinada por:

$$\frac{v}{V} = \left(1 - \frac{y \Delta \rho}{Y \Delta \rho_m} \right)^2 \quad (4.6)$$

em que

v = velocidade na zona de extracção a uma distância y da cota de velocidade máxima V ;

V = velocidade máxima na zona de extracção (m/s);

y = distância vertical entre a cota do ponto de velocidade máxima e o ponto a que corresponde a velocidade v (m);

Y = distância vertical entre a cota do ponto de velocidade máxima e o limite da zona de extracção (m);

$\Delta\rho$ = diferença de massa específica do fluido entre a cota do ponto de velocidade máxima V e o ponto a que corresponde a velocidade v (kg/m^3);

$\Delta\rho_m$ = diferença de massa específica do fluido entre a cota do ponto de velocidade máxima V e o limite da zona de extracção (kg/m^3).

Esta equação pode ser utilizada para a descrição das secções superior e inferior de uma dada distribuição de velocidades, usando-se a cota onde ocorre a máxima velocidade como cota de referência, excepto para as situações em que a zona de extracção é limitada tanto pela superfície livre como pelo fundo do reservatório. Para estes casos, em que a superfície livre ou o fundo do reservatório limitam a zona de extracção, a distribuição de velocidades é calculada do seguinte modo:

$$\frac{v}{V} = 1 - \left(\frac{y \Delta\rho}{Y \Delta\rho_m} \right)^2 \quad (4.7)$$

Para situações em que só um dos limites (superior ou inferior) é afectado por uma fronteira (superfície livre ou fundo), a equação 4.6 pode ser usada para se determinar a distribuição de velocidades entre a cota onde ocorre a máxima velocidade V e o limite não afectado por uma fronteira. De modo semelhante, a equação 4.7 pode ser usada para se determinar a distribuição de velocidades entre a cota onde ocorre a máxima velocidade V e o limite afectado por uma fronteira.

O caudal da cada camada é então dado pelo produto da velocidade nessa camada pela largura da camada e pela espessura da mesma. Para a determinação do valor da concentração de saída de cada constituinte, e para cada intervalo de tempo de cálculo, é aplicada uma média ponderada, em termos de caudais, aos perfis de qualidade da água.

4.2.3.3- Localização das afluentes

A localização das afluentes baseia-se na hipótese de que os caudais afluentes escoar-se-ão até um nível dentro da albufeira onde se encontre uma densidade igual. Se a densidade dos caudais afluentes estiver fora da gama de densidades existentes dentro da albufeira, estes caudais localizar-se-ão ou à superfície ou no fundo, dependendo da densidade da água ser inferior ao valor mínimo ou superior ao valor máximo de densidade dentro da albufeira.

Uma vez que se estabeleça o nível de entrada, procede-se à distribuição das afluentes pelos diversos elementos. Se os caudais afluentes entram numa zona de mistura convectiva, as afluentes são distribuídas por toda a zona de mistura convectiva. Se, por outro lado, os caudais afluentes entram numa zona estratificada da albufeira, as afluentes são distribuídas de acordo com uma ou duas opções ao dispor de que o modelo dispõe.

A primeira opção é análoga ao método de Debler-Craya para a localização da zona de extracção de água. O critério de Debler é utilizado para se determinar a espessura do campo de correntes resultante da deposição das afluentes ao nível de entrada. A água é distribuída pelos elementos em redor do nível de entrada, assumindo-se uma distribuição de velocidades uniforme.

Com esta aplicação do critério de Debler, a largura efectiva do escoamento é definida pela razão entre a área da albufeira à cota de entrada e o comprimento efectivo da albufeira no local de entrada das afluentes. Esta opção deverá ser usada quando a distância entre a localização das afluentes e a parte mais profunda da albufeira não for grande.

A segunda opção permite a distribuição dos caudais afluentes por todos os elementos desde a superfície até ao nível de entrada (densidade igual), dado que a água escoar-se de facto ao longo do fundo da albufeira até encontrar o nível onde a densidade seja igual.

4.2.3.4- Advecção vertical

A advecção vertical é o escoamento útil entre elementos, e é um dos dois mecanismos de transporte usados no modelo para o transporte de calor e de matérias dissolvidas ou em suspensão entre os elementos. A advecção vertical é definida pelos escoamentos entre elementos, de que resulta uma continuidade de caudal em todos os elementos. Começando pelo elemento a

uma cota mais baixa, a advecção vertical é calculada pela soma algébrica de afluências e efluências.

Toda a diferença verificada no balanço de caudais é transmitida de ou para o elemento adjacente superior. Este procedimento é repetido para todos os restantes elementos, tendo em atenção a advecção vertical a partir do ou para o elemento adjacente inferior. Qualquer diferença verificada no balanço de caudais no elemento superficial é tida em conta para uma correspondente subida ou descida do nível de água da albufeira.

4.2.3.5- Difusão efectiva

A difusão efectiva é o outro mecanismo de transporte utilizado no modelo para o transporte de calor e de massa entre elementos. A difusão efectiva é composta pelo conjunto da difusão molecular e turbulenta, e pela mistura convectiva.

A difusão turbulenta induzida pelo vento e pelos escoamentos, bem como a mistura convectiva, são as componentes dominantes da difusão efectiva no epilímnio da maioria das albufeiras. Em albufeiras com clara estratificação, a difusão molecular pode ser uma componente significativa no metalímnio e no hipolímnio.

Para albufeiras profundas e bem estratificadas, com grandes afluências ou extracções de água a partir do hipolímnio, domina nesta zona a turbulência induzida pelos escoamentos. Para albufeiras com fraca estratificação, a difusão turbulenta induzida pelo vento, ou pelo vento e escoamentos, é a componente dominante da difusão efectiva em toda a albufeira.

Para o cálculo da difusão efectiva, um dos dois métodos seguintes poderá ser utilizado: o método da estabilidade, e o método do vento.

4.2.3.5.1- Método da estabilidade

O método da estabilidade para a determinação dos coeficientes de difusão efectiva é apropriado para a maior parte das albufeiras profundas e bem estratificadas, e para as albufeiras menos profundas em que a mistura devida ao vento não seja a principal força de mistura turbulenta. Este método baseia-se na hipótese de que a mistura será mínima quando o gradiente da densidade ou a estabilidade da coluna de água seja máxima.

A relação entre a estabilidade e a difusão efectiva é apresentada sob a forma gráfica na Figura 4.2. Esta figura mostra a gama de coeficientes de difusão efectiva indicados por WRE, e foram deduzidos a partir de dados colhidos em várias albufeiras da zona Noroeste dos Estados Unidos da América.

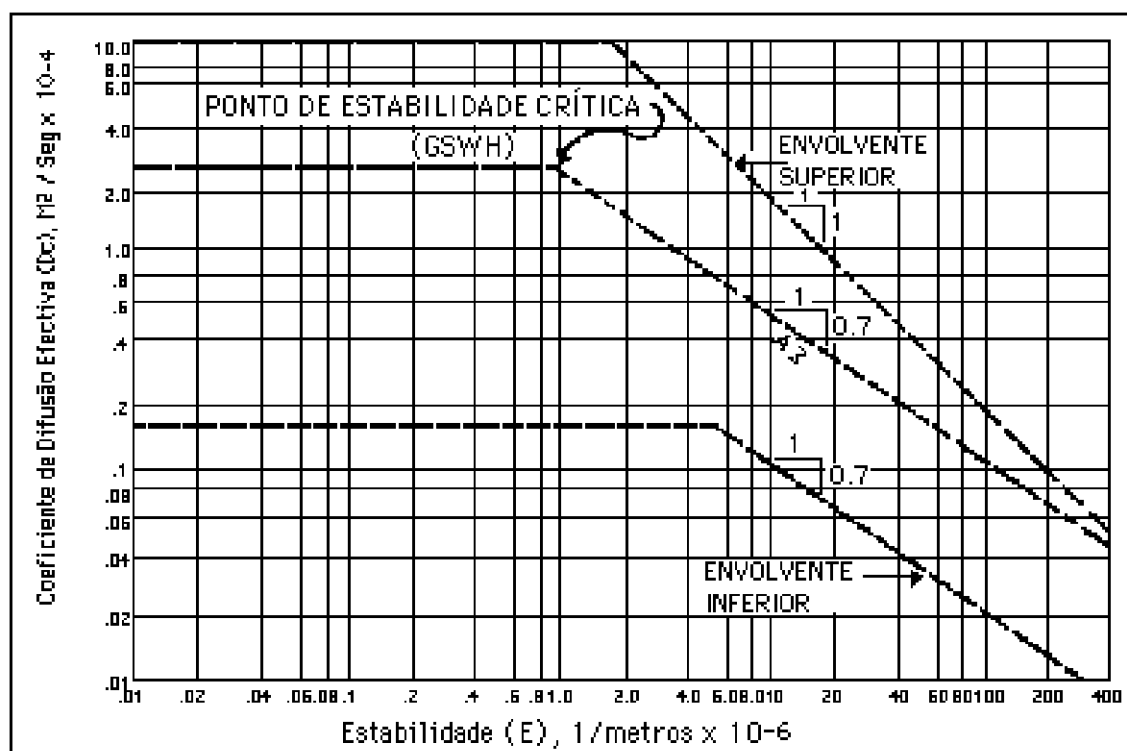


Figura 4.2 - Logaritmo da Difusão Efectiva Versus Logaritmo do Gradiente de Densidade

Os coeficientes de difusão efectiva para albufeiras de outras regiões podem no entanto não situar-se dentro das envoltentes indicadas na figura. A relação entre a difusão efectiva e a estabilidade é a seguinte:

$$D_c = A_1 \quad \text{quando } E \leq E_{crit} \quad (4.8)$$

$$D_c = A_2 E^{A_3} \quad \text{quando } E > E_{crit} \quad (4.9)$$

em que

D_c = coeficiente de difusão efectiva (m^2/s);

A_1 = máximo coeficiente de difusão efectiva (m^2/s);

E = estabilidade da coluna de água ou gradiente de densidade normalizada (m^{-1});

E_{crit} = estabilidade crítica da coluna de água (m^{-1});

A_2, A_3 = constantes empíricas.

Um perfil de densidade típico que se poderá encontrar numa albufeira estratificada, bem como a correspondente distribuição do coeficiente de difusão efectiva, é apresentada na Figura 4.3.

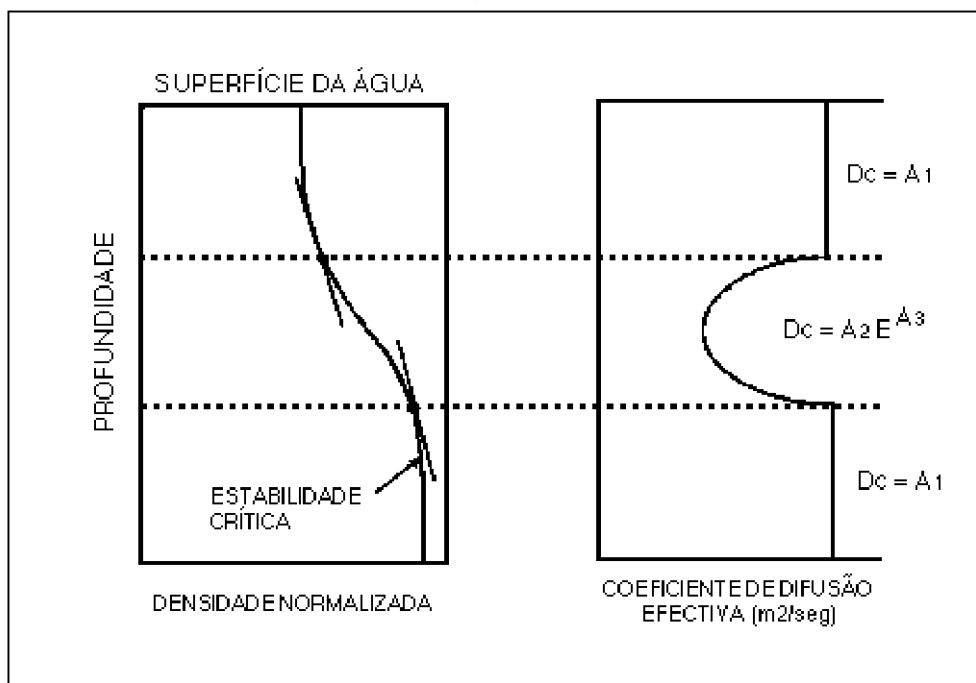


Figura 4.3 - Variação da densidade normalizada e do coeficiente de difusão efectiva com a profundidade.

4.2.3.5.2- Método do vento

O método do vento para a determinação dos coeficientes de difusão efectiva é adequado para albufeiras em que a mistura devida ao vento seja a componente dominante da difusão turbulenta. Este método assume que a mistura induzida pelo vento é maior à superfície e diminui exponencialmente com a profundidade. A expressão seguinte, que é uma combinação da difusão turbulenta induzida pelo vento e um termo de difusão mínima, que representa os efeitos combinados de todos os outros fenómenos de mistura, é utilizada para se calcular o coeficiente de difusão efectiva:

$$D_c = D_{\min} + A_1 V_w e^{-kd} \quad (4.10)$$

em que

D_{\min} = coeficiente de difusão efectiva mínimo (m^2/s);

A_1 = coeficiente empírico (m);

V_w = velocidade do vento (m/s);

$$k = A_2 / d_t;$$

A_2 = coeficiente empírico (m);

d_t = profundidade da termoclina (m), ou seis metros para as condições em que não há estratificação;

d = profundidade da camada (m).

No quadro 4.1 apresentam-se valores típicos indicados em HEC 1978 para os coeficientes de difusão efectiva mínimos, e para os coeficientes empíricos necessários para a equação 4.10. O modelo limita o valor do coeficiente de difusão a um valor máximo D_{max} , que é em geral cerca de $5 \times 10^{-4} \text{ m}^2/\text{s}$. A variação do coeficiente de difusão com a profundidade é apresentada na Figura 4.4 para dois casos diferentes.

Quadro 4.1

Coeficientes de difusão efectiva mínimos (m^2/s) e constantes empíricas (m)
para o método de mistura devida ao vento

<u>Coeficiente</u>	<u>Albufeiras com boa mistura</u>	<u>Albufeiras estratificadas</u>
Coef. de difusão efectiva mínimo (D_{min})	1×10^{-5} a 5×10^{-5}	1×10^{-6} a 1×10^{-7}
Coeficiente empírico (A_1)	1×10^{-4} a 2×10^{-4}	1×10^{-5} a 5×10^{-5}
Coeficiente empírico (A_2)	4,6	4,6

Uma descrição mais detalhada dos procedimentos para a distribuição das afluências e das tomadas de água, bem como o desenvolvimento dos coeficientes de difusão efectiva, poderá ser encontrada em WRE 1969a e WRE 1969b.

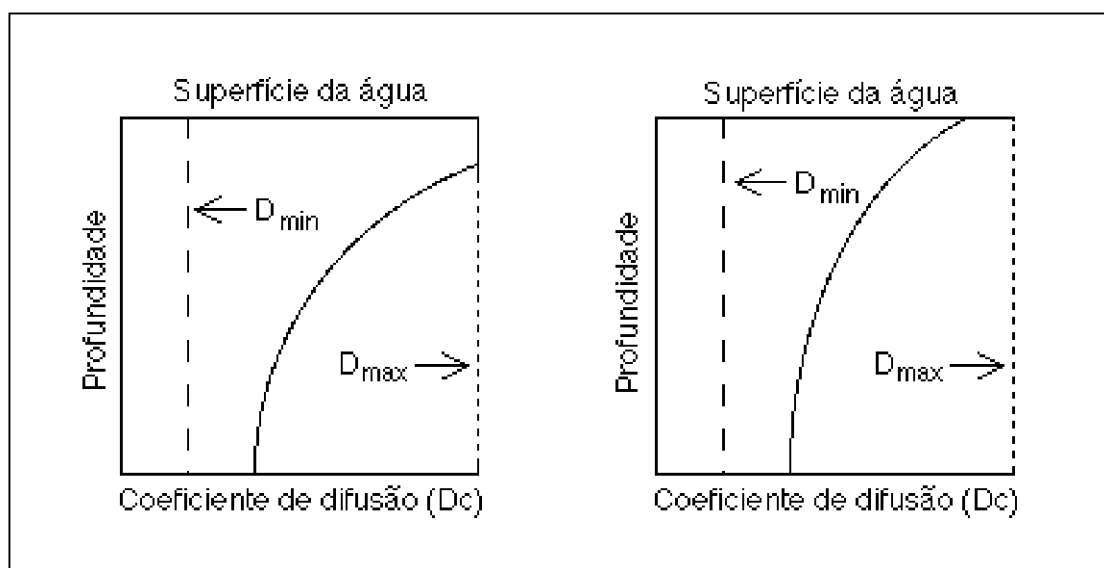


Figura 4.4 - Variação do coeficiente de difusão com a profundidade.

4.2.4- Representação das relações de temperatura e de qualidade da água

4.2.4.1- Abordagem geral de modelação

O modelo de qualidade da água foi desenvolvido para poder incorporar uma representação detalhada dos processos que determinam as características térmicas e de qualidade da água em lagos ou albufeiras. A concepção do modelo baseia-se fundamentalmente na caracterização da dinâmica do transporte de constituintes, e nas relações cinéticas químicas e biológicas, cujas expressões matemáticas se podem encontrar em HEC 1978 ou em THOMANN 1987.

A abordagem de modelação baseia-se na hipótese de que a dinâmica de cada componente química e biológica pode ser expressa pela lei de conservação de massa e pelo princípio cinético. Uma premissa muito importante é que todos os processos químicos e biológicos ocorrem num ambiente aeróbio. O modelo não permite a simulação de processos que ocorrem em condições anaeróbias. Uma utilização adequada do modelo pode ser determinar se as condições anaeróbias se podem ou não desenvolver numa albufeira, mas não prever a duração das condições de anoxia.

4.2.4.2- Análise térmica

A temperatura da água é um dos parâmetros mais importantes a ser analisado, dado que quase todos os coeficientes intervenientes nas relações

de qualidade da água são função da temperatura. Para além disso, o mecanismo difusivo de transporte de massa dentro da albufeira depende directamente da densidade da água, que por sua vez depende da temperatura.

A fonte ou a perda de calor considerada no modelo é a que ocorre na interface ar-água, tal como foi descrito no capítulo 2. O modelo oferece a possibilidade de utilização de dois métodos para o cálculo do fluxo de calor na superfície da água: o método do balanço energético, e o método da temperatura de equilíbrio.

4.2.4.2.1- Método do balanço energético

No método do balanço energético, as cinco componentes do calor total podem agrupar-se em dois grupos: os que dependem da temperatura da água à superfície, e os que não. Os termos dependentes da temperatura da água à superfície da equação (2.1) podem ser linearizados para simplificar a técnica de resolução, conduzindo à seguinte expressão:

$$Q_n = \mu - \lambda T \quad (4.11)$$

em que

$$\mu = Q_{sn} + Q_{at} - 7.36 \times 10^{-2} - \rho L (a+bW) (\alpha_j - e_a - 6.1 \times 10^{-4} p T_a);$$

$$\lambda = 1.17 \times 10^{-3} + \rho L (a+bW) (\beta_j + 6.1 \times 10^{-4} p);$$

T = temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$);

ρ = massa específica da água (kg/m^3);

a, b = coeficientes de evaporação;

W = velocidade do vento (m/s);

α_j, β_j = coeficientes empíricos, dependentes da temperatura;

e_a = tensão de vapor do ar (mbar);

p = pressão atmosférica (mbar);

T_a = temperatura do termómetro seco do psicrómetro ($^{\circ}\text{C}$);

L = calor latente de vaporização (kcal/kg).

4.2.4.2.2- Método da temperatura de equilíbrio

A abordagem da temperatura de equilíbrio para a transferência de calor na interface ar-água, desenvolvida por EDINGER e GEYER 1965, utiliza um conceito de "temperatura de equilíbrio" e um coeficiente global para a troca de calor na superfície da água. A "temperatura de equilíbrio" é definida como a temperatura da água para a qual a troca de calor na interface ar-água é nula. O coeficiente para a troca de calor na superfície, quando multiplicado pela diferença entre a temperatura de equilíbrio e a temperatura real da superfície da água, dá o valor da transferência útil de calor. A expressão seguinte descreve esta relação:

$$Q_n = K_e (T_e - T_s) \quad (4.12)$$

em que

Q_n = transferência de calor útil (kcal/m².seg);

K_e = coeficiente para a troca de calor na superfície (kcal/m².seg.°C);

T_e = temperatura de equilíbrio (°C);

T_s = temperatura da superfície da água (°C).

Ambos os métodos (equações 4.11 e 4.12) representam adequadamente o fluxo total de calor na superfície de uma massa de água homogênea. No modelo WQRRSR as componentes de menor comprimento de onda da radiação solar visível penetram para além da camada superficial. A variação da energia ou da intensidade da luz com a profundidade segue a lei de Lambert-Beer, que foi discutida em 2.3.8.

A fracção que penetra no segundo elemento em profundidade deve pois ser subtraída do fluxo de calor que penetra no elemento superficial, e assim sucessivamente para as outras camadas subjacentes. Quando o valor médio da profundidade do disco de Secchi é superior à espessura do elemento superficial do modelo, o método do balanço energético é mais adequado.

4.2.4.3- Relações de qualidade da água

Os principais constituintes biológicos e químicos considerados no modelo WQRRSR são os seguintes:

Peixes: três tipos, com diferentes gamas de temperaturas ótimas, diferentes crescimentos, taxas de respiração e mortalidade, e diferentes preferências alimentares;

Bentos: assume-se que estão associados ao substrato;

Zooplankton;

Fitoplankton;

Detritos;

Sedimentos orgânicos (*i.e.*, detritos depositados ou sedimentados);

Sólidos suspensos inorgânicos: cinco tipos com diferentes velocidades de sedimentação;

Sedimentos inorgânicos (*i.e.*, sólidos suspensos inorgânicos sedimentados);

Fósforo, como fosfatos dissolvidos;

Azoto amoniacal;

Nitritos;

Nitratos;

Oxigénio dissolvido;

Bactérias coliformes;

Alcalinidade total, como carbonato de cálcio;

Sólidos dissolvidos totais;

pH.

Os processos ecológicos dentro do ambiente da albufeira centram-se em redor do fitoplankton. As relações tróficas entre o fitoplankton e o zooplankton, e as relações directas e recíprocas entre o fitoplankton e os nutrientes controlam normalmente as condições de qualidade da água dentro da albufeira. As inter-relações entre todos os constituintes considerados apresentam-se na Figura 4.5.

No quadro 4.2 apresenta-se a descrição da interdependência dos vários constituintes, e no quadro 4.3 indicam-se os vários processos com influência nas variações de concentração de cada constituinte.

Os processos descritos nestes dois quadros podem ser representados matematicamente pelas equações de balanço de massa do tipo da equação 3.17, atrás indicada. As equações específicas para os termos relativos às perdas e/ou fontes de cada constituinte de qualidade da água foram também apresentadas no Quadro 3.1. Uma descrição mais detalhada dos constituintes químicos e biológicos, bem como das suas interacções podem ser

encontradas por exemplo em EPA 1985, THOMANN 1987, CHEN e ORLOB 1972, ou CHEN et al. 1975.

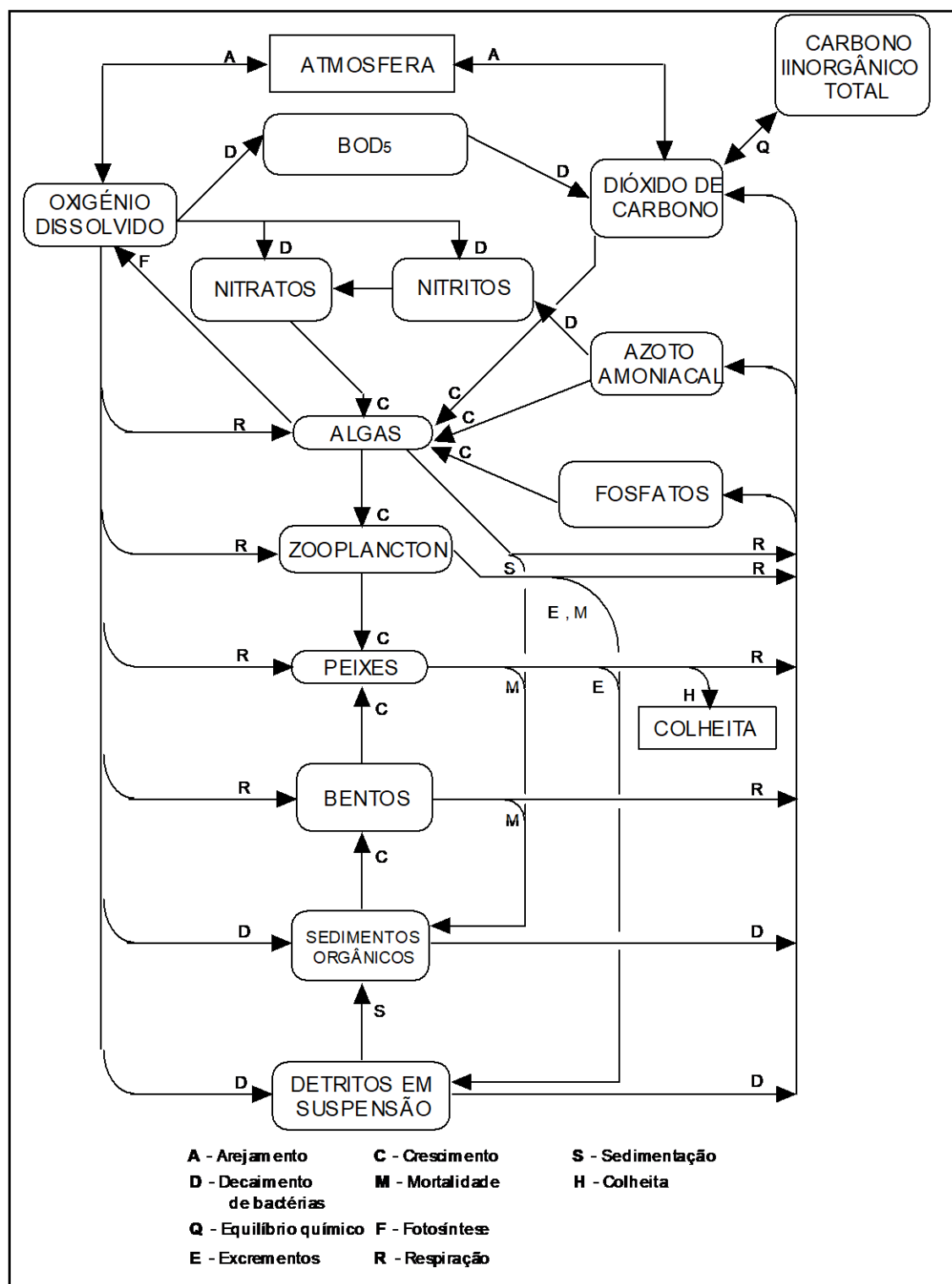


Figura 4.5 - Relações ecológicas e de qualidade da água (HEC 1978).

O modelo tem a possibilidade de omitir um dado constituinte de qualidade da água, ou de o manter com um valor constante durante a simulação. A única

excepção é naturalmente a temperatura, dado que o transporte vertical de massa é uma função da densidade da água que por sua vez depende da temperatura.

Quadro 4.2

Interdependência dos constituintes de qualidade da água

CONSTITUINTE DEPENDENTE DE	Temperatura	Peixe	Bentos	Zooplancron	Fitoplancron	Detritos	Solidos Susp. Inorgânicos.	Sedimentos Org.	Sedimentos Inorg.	CBO	Coliformes	Carbono Inorg. Total	Azoto amoniacal	Nitritos	Nitratos	Fosfatos	Oxigénio	Alcalinidade e SDT	Dióxido de Carbono	pH
Temperatura				K	K	K	K													
Peixe	A		D	D				D									G			
Bentos	A	L						D									G			
Zooplancron	A	L			D	D											G			
Fitoplancron	A			L								D	D		D	D				
Detritos	A	E		E,L																
Solidos Susp. Inorg.									J											
Sedimentos Orgânicos	A		E		J	J														
Sedimentos Inorgânicos							J													
CBO	A																G			
Coliformes	A																			
Carbono Inorg. Total			B	B	B	B		B		B							G		M	
Azoto amoniacal	A		B	B	B	B		B												
Nitritos	A												B				G			
Nitratos	A													B			G			
Fosfatos			B	B	B	B		B												
Oxigénio	F	C	C	C		C		C		C				C	C					
Alcalinidade e SDT																				
Dióxido de Carbono	F,H											M						H		M
pH	H											H						H	H	

LEGENDA :

A - Afecta as taxas de decaimento, respiração, crescimento ou mortalidade

B - Sub-produto do decaimento ou respiração

C - Consumido por decaimento e respiração

D - Presa ou nutrientes necessários para crescimento

E - Sub-produto do crescimento

F - Afecta as taxas de rearejamento e saturação

G - Limites de crescimento ou decaimento fora de gama aceitável

H - Afecta o equilíbrio químico

J - Fonte a partir de sedimentação ou erosão

L - Consumido por crescimento de outros constituintes

M - Em equilíbrio químico com outros constituintes

K - Limita e entrada de energia por afectar a penetração da luz

A possibilidade de se "desligar" um dado constituinte de qualidade da água permite ao utilizador somente a simulação dos parâmetros com interesse e

importância para um dado caso específico, reduzindo assim os tempos de computação e de preparação de dados. No entanto, esta opção deverá ser usada com bastante cuidado, para não se excluir um constituinte que possa afectar directa ou indirectamente um outro constituinte com interesse.

Quadro 4.3

Processos básicos que têm influência nos constituintes

CONSTITUINTE	Constituinte conservativo	Advecção e difusão (1)	Trocadas através da interface ar-água	Taxação função da temperatura	Massa aumentada por:		Massa reduzida por:			
					Crescimento	Sub-produto de outros constituintes	Mortalidade ou deposição	Respiração	Consumo por	Decaimento
Temperatura		X	X							
Peixes (3 tipos)				X	X		X	X	Homem	
Bentos				X	X		X	X	Peixes	
Zooplankton		X		X	X		X	X	Peixes	
Fitoplankton (2 tipos)		X		X	X		X	X	Zooplankton	
Detritos		X		X		X	X		Zooplankton	
Sólidos em suspensão		X		X			X			
Sedimentos orgânicos				X		X			Peixes+bentos	
Sedimentos inorgânicos						X				
CBO		X		X						X
Coliformes		X		X						X
Carbono total		X	X	X		X			Algas	
Azoto amoniacal		X		X		X			Algas	X
Nitritos		X		X		X				X
Nitratos		X		X		X			Algas	
Fosfatos		X		X		X			Algas	
Oxigénio dissolvido		X	X	X		X			Decaimento (2)	
Alcalinidade e SDT	X	X								

Notas: (1) - advecção e difusão entre segmentos, e advecção de e para o sistema devida às afluências e efluências

(2) - consumido pelo decaimento da CBO, sedimentos, detritos, azoto amoniacal, nitritos e respiração do biota.

Como exemplo de aplicação correcta desta possibilidade, pode citar-se o caso de se pretender simular unicamente a temperatura, em casos onde as algas e outros materiais particulados não alterem significativamente as características de atenuação da luz na albufeira. Pelo contrário, um exemplo de utilização errada desta capacidade do modelo é o caso em que se simula somente o oxigénio dissolvido e a CBO, dado que é muito pouco provável que a única perda significativa de oxigénio dissolvido numa albufeira se deva ao consumo relacionado com o decaimento da CBO.

O modelo oferece também a possibilidade de simular os efeitos de um dado constituinte, sem contudo simular esse constituinte. Tal como na possibilidade anterior, também neste caso se reduzem os tempos de computação e de preparação de dados. Com o uso desta opção, os efeitos do constituinte são considerados mas a concentração do constituinte é tida como constante durante a simulação.

Como exemplo de aplicação correcta desta possibilidade, pode referir-se o caso em que se toma um valor constante, e realista, de sedimentos orgânicos durante a simulação (i.e., valor constante da CBO do bentos, e valor constante da fonte de nutrientes do bentos). Pelo contrário, um exemplo de aplicação inadequada seria a consideração de um valor constante de fitoplâncton numa simulação ao longo de um ano (o fitoplâncton é muito dinâmico, e nunca se deve tomar como constante em circunstâncias normais).

Deve chamar-se a atenção para o cuidado que se deve ter na selecção dos parâmetros a incluir na simulação. Para cada caso, deverá ter-se sempre presente a concepção do modelo, e em particular as inter-relações dos constituintes (Figura 4.5 e Quadros 4.2 e 4.3). A falta de dados nunca deverá ser utilizada como um critério para escolher quais os constituintes que deverão ser modelados, ou os que deverão ser omitidos ou considerados constantes.

4.2.5- Coeficientes físicos, químicos, e biológicos

Com a excepção dos constituintes conservativos (i.e., alcalinidade e sólidos dissolvidos totais), as equações diferenciais que representam as relações de qualidade da água contêm um ou mais coeficientes físicos, químicos ou biológicos. A maioria destes coeficientes baseiam-se no entendimento empírico de um dado processo (e.g., a taxa de decaimento da CBO é uma descrição simplificada de uma actividade microbiológica complexa).

Muitos destes coeficientes são extremamente variáveis e dependem de factores tais como as variações climáticas da região, hora do dia, ou tipo e níveis gerais de poluição. Em HEC 1978 ou em EPA 1985 poderão ser encontradas as gamas habituais de valores dos coeficientes utilizados nas equações. O modelo utiliza, por defeito, determinados valores para os coeficientes que poderão ser alterados pelo utilizador para valores mais apropriados ao caso em estudo.

4.2.6- Técnica de solução

A técnica de solução utilizada para a resolução das equações diferenciais que representam a resposta dos constituintes da qualidade da água e ecológicos é a que foi anteriormente descrita no parágrafo 3.3. Para os constituintes que são passivamente transportados com o movimento da água (advecção e difusão), utiliza-se um esquema de redução gaussiano para a resolução do conjunto de equações simultâneas. Para os constituintes que se admitem fixos no fundo ou têm mobilidade própria (i.e., peixes) as equações são resolvidas pela simples multiplicação das derivadas temporais pelo intervalo de tempo computacional.

As equações diferenciais são agrupadas entre constituintes (e.g., existem termos na equação do oxigénio dissolvido que dependem da CBO e de outros constituintes), contudo os constituintes são processados sequencialmente começando com os que têm menos dinâmica, e progredindo no sentido dos que possuem mais dinâmica. As fontes e as perdas que resultam deste agrupamento tomam-se como constantes ao longo do intervalo de tempo. A grandeza da fonte ou da perda é uma função da concentração actual dos constituintes agrupados (e.g., concentração no final do intervalo de tempo para os constituintes previamente processados, e concentração no início do intervalo de tempo para os constituintes ainda por processar).

4.3- MODELO BIDIMENSIONAL

4.3.1- Descrição geral

A central térmica de Tapada do Outeiro situa-se na margem direita da albufeira de Crestuma/Lever, descarregando aí as águas que utiliza para o arrefecimento das turbinas. A albufeira tem nesta zona alturas de água relativamente pequenas, com valores compreendidos entre 10 e 15 metros.

O regime hidrológico é a fio-de-água, funcionando normalmente as turbinas da barragem de Crestuma/Lever durante o dia (em geral, das 9 às 22 horas), em simultâneo com as da barragem de Carrapatelo, imediatamente a montante no Rio Douro. Durante a noite, e também aos fins-de-semana, não há em geral caudais turbinados, pelo que a água da albufeira fica praticamente parada. Nesta situação, e em especial durante o Verão, a água da albufeira fica pois sujeita à afluência de calor proveniente das descargas térmicas da central, e também às trocas de calor com a atmosfera que se verificam na superfície da água.

Para o estudo das condições de propagação da pluma térmica das descargas da central na albufeira, houve a necessidade de se desenvolver um modelo de simulação que, para além de reproduzir adequadamente os fenómenos hidrodinâmicos e de advecção e transporte da temperatura, incluisse as trocas de calor na interface ar-água.

Foi então desenvolvido um modelo matemático de simulação das trocas de calor na interface ar-água, tal como foi descrito em 2.3, que se aplicou a um modelo bidimensional (verticalmente homogéneo) de diferenças finitas do tipo do descrito em 3.4.4, para o estudo das descargas térmicas da central de Tapada do Outeiro na albufeira de Crestuma/Lever. Este modelo permite o conhecimento das características hidráulicas e da temperatura da água em vários pontos do troço em estudo da albufeira, entre uma secção um pouco a montante da actual central (cerca de 500m), e a barragem de Crestuma/Lever.

A malha de diferenças finitas utilizada é constituída por 341 nós. Os pontos de cálculo definidos por esta malha formam uma grelha com elementos quadrados de 50 m de lado.

O modelo foi aplicado à situação existente, com a actual central, o que permitiu a sua calibração face aos valores obtidos em campanhas de medição anteriormente realizadas. Prevê-se que no futuro venha a ser construída uma outra central a gás natural, junto à central existente. Este modelo, uma vez calibrado, permitirá a simulação das descargas térmicas na albufeira, em resultado das condições de funcionamento da futura central.

A fase de calibração incluiu a análise das campanhas de 1986, 1987, e do Verão de 1990. Esta última, pelo facto de ter sido mais detalhada em termos de descrição espacial e temporal das variáveis, implicou necessariamente um maior esforço na calibração do modelo.

4.3.2- Sistema de modelos

Na Figura 4.6 apresenta-se a interligação entre os vários componentes do sistema de modelos matemáticos utilizados para fazer a avaliação do impacto na albufeira de Crestuma/Lever em resultado das descargas térmicas da central. Os modelos foram desenvolvidos em linguagem Fortran77, e correram em computadores pessoais, em ambiente MS/DOS.

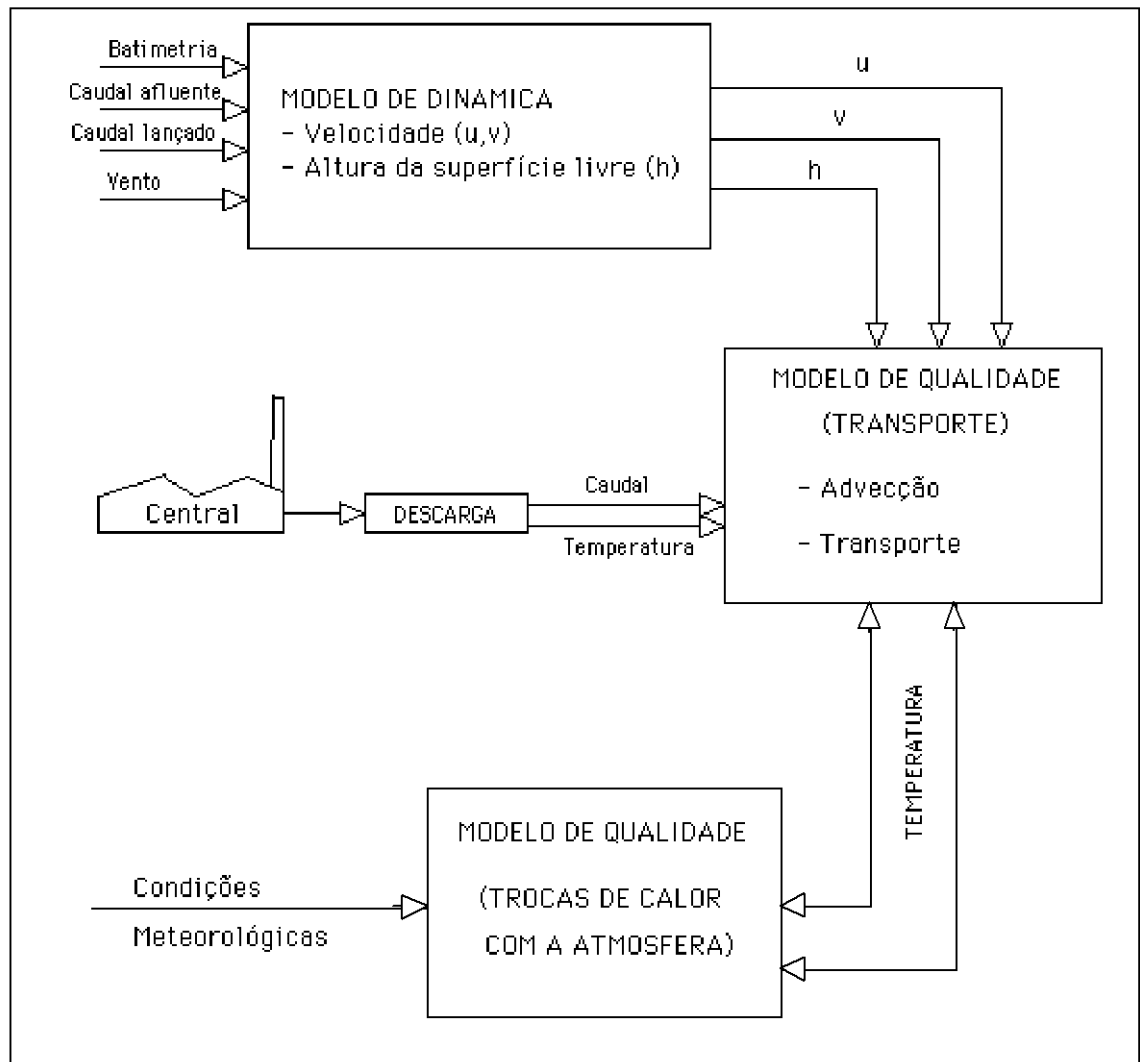


Figura 4.6 - Sistema de modelos matemáticos utilizados no estudo das descargas térmicas da Tapada do Outeiro na albufeira de Crestuma/Lever.

4.3.3- Modelo hidrodinâmico

4.3.3.1- Equações

O modelo hidrodinâmico é baseado nas equações de Saint-Venant, na seguinte forma:

Quantidade de movimento (equação dinâmica):

$$\frac{\partial U}{\partial t} + U \frac{\partial U}{\partial x} + V \frac{\partial U}{\partial y} - fV + g \frac{\partial \zeta}{\partial x} + g \frac{U \sqrt{U^2 + V^2}}{C^2 H} - \frac{1}{CH} \tau_x^s = 0 \quad (4.13)$$

$$\frac{\partial V}{\partial t} + U \frac{\partial V}{\partial x} + V \frac{\partial V}{\partial y} + fU + g \frac{\partial \zeta}{\partial y} + g \frac{V \sqrt{U^2 + V^2}}{C^2 H} - \frac{1}{CH} \tau_y^s = 0 \quad (4.14)$$

Continuidade:

$$\frac{\check{Z}\zeta}{\check{Z}_t} + \frac{\check{Z}(H U)}{\check{Z}_x} + \frac{\check{Z}(H V)}{\check{Z}_y} = 0 \quad (4.15)$$

em que

f = parâmetro de Coriolis;

g = aceleração da gravidade;

C = coeficiente de rugosidade de Chézy;

τ_x^s, τ_y^s = componentes da força tangencial do vento;

z = altura da superfície livre acima do plano de referência;

h = profundidade relativa ao plano de referência;

$H = h + z$ = altura da superfície livre em relação ao fundo.

As hipóteses usualmente admitidas para a utilização destas equações na representação do comportamento de um sistema real, são:

- 1ª) O fluido é incompressível;
- 2ª) Todos os valores de u , v , e z são valores médios; as componentes de flutuação são representadas pelos coeficientes de turbulência;
- 3ª) A distribuição de pressões vertical é hidrostática, ou seja, a densidade considera-se constante em todo o domínio;
- 4ª) A coluna de água está completamente misturada, ou seja, é verticalmente homogênea;
- 5ª) As velocidades e acelerações verticais são desprezáveis;
- 6ª) A difusão horizontal da quantidade de movimento é omitida;
- 7ª) O atrito do fundo é aproximado por funções simplificadas do tipo linear ou quase-linear;
- 8ª) A circulação é estimada a partir do transporte de massa global.

As estimativas das velocidades médias ao longo da profundidade da coluna de água são feitas pela média ponderada do volume de transporte calculado em profundidade. As componentes do transporte volumétrico são definidas por:

$$U \equiv \int_{-H}^{\xi} u \, dz \quad (4.16)$$

e

$$V \equiv \int_{-H}^{\xi} v \, dz \quad (4.17)$$

em que

u, v = velocidades horizontais ao longo dos eixos x e y ;

U, V = componentes do transporte volumétrico;

$z = -H$ = cota do fundo.

As componentes da velocidade média são:

$$\bar{u} = \frac{U}{H + \xi} \quad (4.18)$$

e

$$\bar{v} = \frac{V}{H + \xi} \quad (4.19)$$

Estas equações constituem o conjunto básico de equações para os modelos dinâmicos bidimensionais verticalmente homogêneos. As tensões superficiais devidas ao vento, que induzem o modelo, estão normalmente relacionadas com a velocidade do vento. As condições de fronteira laterais incluem a consideração de velocidades nulas normalmente às margens.

4.3.3.2- Técnica de solução

As equações são resolvidas com um método diferenças finitas numa malha espaço - temporal constituída por duas grades deslocadas de meia unidade espacial e de meia unidade temporal. O método numérico é um método

implícito segundo direcções alternantes e está descrito com detalhe em LEENDERTSE 1967, 1970.

A malha de diferenças finitas utilizada é uma malha formada por elementos rectangulares com 50 m de lado em todo o domínio de cálculo. O intervalo de tempo de cálculo adoptado foi o minuto, se bem que as condições de fronteira e os dados meteorológicos para o modelo de trocas de calor com a atmosfera fossem especificados de hora a hora.

4.3.3.3- Condições iniciais

Para o modelo da dinâmica, é inicialmente dado um campo de velocidades e alturas de água em todo o domínio de cálculo, ou seja, em todos os pontos da malha. De igual forma, no início do cálculo, é fornecido um campo de temperaturas que vai posteriormente sendo alterado ao longo do cálculo de acordo com a evolução temporal das condições de fronteira e das fontes e/ou sumidouros.

4.3.3.4- Caudal afluyente lateral

Os caudais afluentes laterais (tomada de água e descarga da central) são especificados no modelo como fontes pontuais em funções temporais tabeladas. A tomada de água para a central foi considerada como uma afluência de caudal negativo.

4.3.4- Modelo de advecção e transporte

4.3.4.1- Equação

O modelo de qualidade da água é também bidimensional e é constituído por um sistema de equações de balanço referentes a cada uma das componentes do valor \bar{P} dos constituintes. No caso presente, e dado que só um constituinte se está a estudar (a temperatura), aproveitou-se esta possibilidade do modelo para se simularem em cada corrida de computador dois cenários de temperaturas, um referente à condição de base real dada pela temperatura do rio a montante, e outro por esta mesma temperatura adicionada de um pequeno acréscimo, para se ganhar uma sensibilidade do modelo relativamente à temperatura dada na fronteira de montante.

As equações do modelo resultam da integração segundo a vertical das equações gerais de balanço de massa; as componentes P_i do vector \bar{P} dos constituintes são definidas através da seguinte operação de média:

$$P_i = \frac{1}{H} \int_{-h}^{\xi} p_i dz \quad (4.20)$$

O sistema de equações do modelo de qualidade na forma matricial, é:

$$\frac{\partial \bar{P}}{\partial t} + \frac{\partial \bar{P}}{\partial x} + \frac{\partial \bar{P}}{\partial y} - \frac{\partial \left(H D_x \frac{\partial \bar{P}}{\partial x} \right)}{\partial x} - \frac{\partial \left(H D_y \frac{\partial \bar{P}}{\partial y} \right)}{\partial y} + [K] \bar{P} + H \bar{S} = 0 \quad (4.21)$$

onde \bar{S} é o vector das fontes e dos sumidouros, D é o coeficiente de dispersão longitudinal, e $[K]$ é a matriz de reacção (nula no caso presente, em que o constituinte é a temperatura).

4.3.4.2- Técnica de solução

As equações do modelo de qualidade são integradas na mesma malha em que são integradas as equações do modelo da dinâmica. A descrição detalhada do método de integração destas equações encontra-se em LEENDERTSE 1970.

4.3.4.3- Descarga afluyente lateral

As descargas afluentes laterais são especificadas como fontes pontuais de temperatura (°C) em funções temporais tabeladas. A tomada de água para a central foi considerada como um sumidouro, ou extracção, de temperatura. A descarga da central para o rio tem uma temperatura de cerca de 10°C superior à da tomada de água.

4.3.5- Modelo de trocas de calor na interface ar-água

4.3.5.1- Princípio

O modelo de trocas de calor na interface ar-água baseia-se na aplicação do princípio do balanço energético. Os fundamentos deste princípio e a sua descrição foram descritos em 2.3.

A transferência de calor de e para a albufeira ocorre principalmente na interface ar-água. Como então se referiu, a taxa de calor transferido por unidade de superfície e por unidade de tempo pode ser expressa pela soma das seguintes cinco parcelas:

$$Q_n = Q_{sn} + Q_{at} - Q_w - Q_e - Q_c \quad (4.22)$$

em que

Q_n = energia útil transferida (kcal/m².seg);

Q_{sn} = radiação solar útil que atinge a superfície da água (kcal/m².seg);

Q_{at} = radiação atmosférica útil sob a forma de ondas longas (kcal/m².seg);

Q_w = radiação sob a forma de ondas longas a partir da superfície da água (kcal/m².seg);

Q_e = perda de energia devida à evaporação (kcal/m².seg);

Q_c = calor transferido da massa de água para a atmosfera, por efeitos de turbulência (kcal/m².seg).

4.3.5.2- Método de cálculo

As cinco componentes do calor total podem agrupar-se em dois grupos, conforme dependem ou não da temperatura da água à superfície. Os termos dependentes da temperatura da água à superfície da equação acima podem ser linearizados para simplificar a técnica de resolução, conduzindo à seguinte expressão:

$$Q_n = \mu - \lambda T \quad (4.23)$$

em que

$$\mu = Q_{sn} + Q_{at} - 7.36 \times 10^{-2} - \rho L (a+bW) (\alpha_j - e_a - 6.1 \times 10^{-4} p T_a);$$

$$\lambda = 1.17 \times 10^{-3} + \rho L (a+bW) (\beta_j + 6.1 \times 10^{-4} p);$$

T = temperatura da água (°C);

ρ = massa específica da água (kg/m³);

a, b = coeficientes de evaporação;

W = velocidade do vento (m/s);

α_j, β_j = coeficientes empíricos, dependentes da temperatura;

e_a = tensão de vapor do ar (mbar);

p = pressão atmosférica (mbar);

T_a = temperatura do termómetro seco do psicrómetro (°C);

L = calor latente de vaporização (kcal/kg);

4.3.6- Condições de fronteira

A condição de fronteira de jusante é necessariamente o nível de água, ou o caudal, a montante da barragem de Crestuma. Aquele nível, em condições normais de exploração da barragem, varia entre 12,00 m e 13,00 m.

A condição de fronteira de montante é constituída pelo caudal afluente ao troço em estudo. A estes caudais adicionam-se os caudais extraídos e rejeitados pela central de Tapada do Outeiro, atrás indicados. Estes caudais têm sempre o mesmo valor, mas referem-se a pontos distintos da malha de cálculo.

CAPÍTULO 5 - APLICAÇÃO PRÁTICA

5.1- INTRODUÇÃO

A abordagem do problema da qualidade da água em albufeiras sob a perspectiva da modelação matemática, embora de uso corrente em certos países há já vários anos, como se referiu no capítulo anterior, não tem praticamente existido em Portugal. Tal facto poderá ficar a dever-se ao facto de até há pouco tempo não se ter feito sentir a necessidade de estudos de tal natureza.

Vários estudos foram contudo já desenvolvidos sobre aspectos relacionados com a qualidade da água em albufeiras em Portugal. Deve aqui destacar-se o significativo trabalho desenvolvido pelo I.N.I.P. (Instituto Nacional de Investigação das Pescas) para a análise de diversos problemas de qualidade da água em albufeiras onde tais problemas ocorreram (BROGUEIRA 1988, HENRIQUES 1989, MONTEIRO 1984, OLIVEIRA 1982, 1987).

Estes estudos baseavam-se quase sempre em campanhas de medição de parâmetros físico-químicos e microbiológicos em determinados locais das albufeiras e ao longo de certos períodos de tempo, cujos resultados possibilitavam uma análise dos fenómenos em presença, e a determinação das suas causas. Nestes trabalhos não houve lugar à aplicação de modelos matemáticos que possibilitassem, por exemplo, ver quais os resultados obtidos para diferentes situações de regime de caudais, de condições meteorológicas, ou de cargas poluidoras afluentes.

Da pesquisa bibliográfica que foi realizada, foi possível constatar que o primeiro estudo de qualidade da água em albufeiras feito em Portugal, e que envolveu a aplicação de um modelo matemático de simulação, dinâmico, foi realizado por HIDROPROJECTO 1987, para a Direcção de Equipamento Hidráulico da Electricidade de Portugal, E.D.P., no âmbito de um estudo do impacto do lançamento de efluentes na qualidade de água do Rio Tâmega junto de Amarante.

Neste estudo, o principal parâmetro de qualidade da água em estudo era o E. Coli, sendo os valores de concentração junto à captação de água para Amarante a principal preocupação. O modelo incluía o fenómeno de "maré" existente na albufeira do Torrão, devido à possibilidade existente na barragem de turbinamento ou de bombeamento dos grupos da central.

Neste capítulo far-se-á a apresentação da aplicação de dois tipos de modelos matemáticos de qualidade da água a algumas albufeiras do Norte do país, cada um dos quais com características específicas, adequadas a diferentes tipos de sistemas. A descrição das características destes modelos foi feita no capítulo anterior. Para as albufeiras profundas, com uma nítida estratificação térmica, utilizou-se um modelo unidimensional de camadas, e para um outro caso, de profundidades pequenas, onde havia interesse em analisar as condições de propagação de poluição térmica com maior detalhe espacial e temporal, recorreu-se a um modelo bidimensional, integrado na vertical.

As albufeiras que foram estudadas são as seguintes: albufeira de Bemposta, no rio Douro (troço internacional); albufeira de Vilar, no rio Távora; albufeira do Torrão, no rio Tâmega, e parte da albufeira de Crestuma/Lever, no rio Douro (troço nacional). O

estudo das três primeiras albufeiras estava também integrado no Projecto Nato-Po-Rivers, ainda em curso.

Após uma caracterização das albufeiras estudadas, em termos de condições fisiográficas e hidrológicas, apresentar-se-ão os resultados da aplicação desses modelos, fazendo-se sempre que possível a comparação destes com os valores observados em campanhas anteriormente realizadas. Na sequência desta fase de calibração, apresentar-se-ão recomendações quanto a possíveis medidas de rectificação dos problemas surgidos, e respectiva quantificação de efeitos através da aplicação dos mesmos modelos.

5.2- ALBUFEIRA DE BEMPOSTA

5.2.1- Localização

A barragem de Bemposta situa-se no distrito de Bragança, no troço internacional do Rio Douro, a jusante da barragem do Picote e a montante do aproveitamento espanhol de Aldeadávila. A construção data do ano de 1964. A área da bacia hidrográfica dominada pela barragem é de 63850 km². O aproveitamento, do tipo fio-de-água, destina-se à produção de energia eléctrica.

A albufeira de Bemposta encontra-se compreendida entre as latitudes 41° 17' N e 41° 23' N, e entre as longitudes 6° 21' W e 6° 28' W, e tem a forma que se apresenta na Figura 5.1.

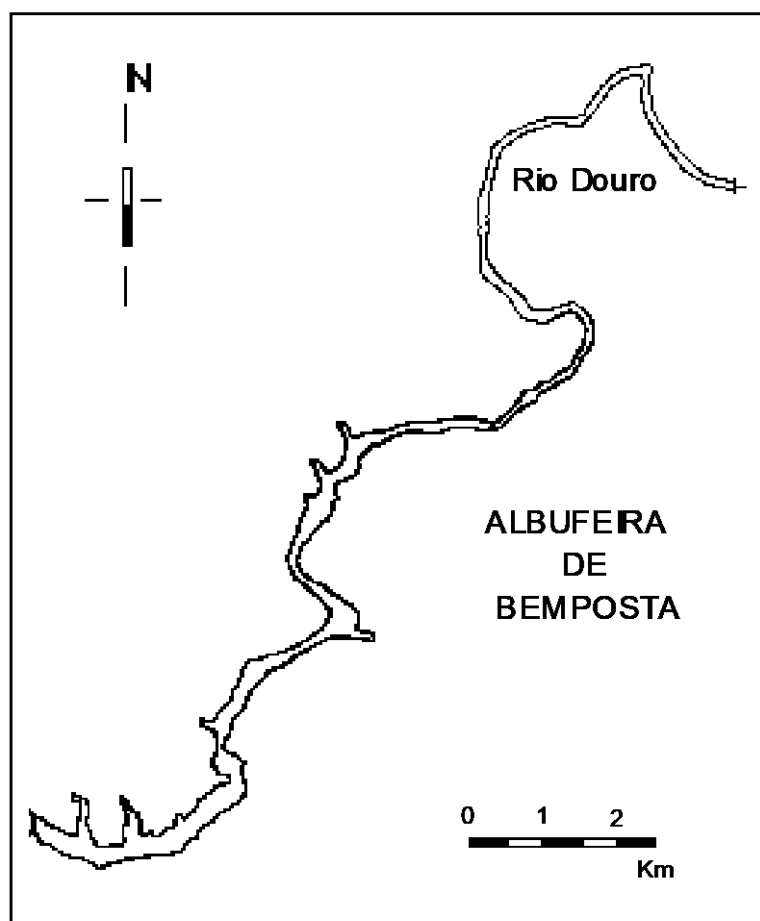


Figura 5.1 - Albufeira de Bemposta.

5.2.2- Características físicas

Ao nível de pleno armazenamento, o volume total armazenado na albufeira é de cerca de 128,7 hm³, sendo o volume útil de 20 hm³, e a área inundada de 4,1 km². A forma da planta da albufeira é filiforme, com um comprimento máximo de cerca de 21,3 km.

Os níveis característicos da albufeira são os seguintes:

- nível de pleno armazenamento (NPA): 402,00 m;
- nível de máxima cheia (NMC): 406,00 m;
- nível mínimo de exploração (NmE): 397,00 m.

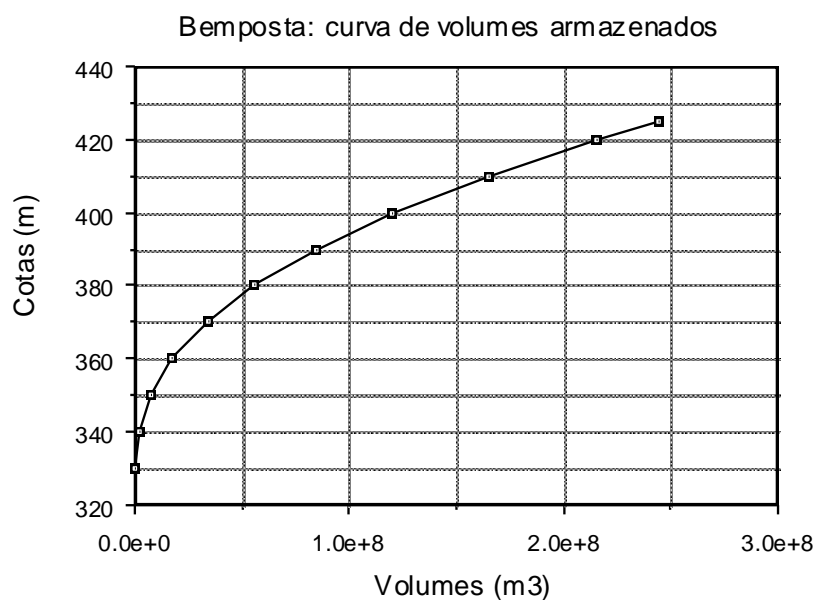


Figura 5.2 - Curva de volumes armazenados da albufeira de Bemposta.

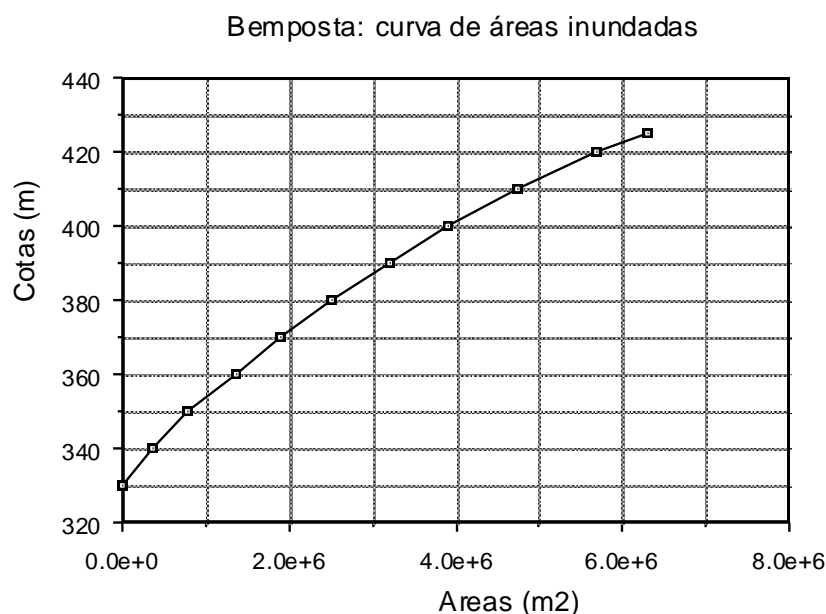


Figura 5.3 - Curva de áreas inundadas da albufeira de Bemposta.

5.2.3- Características meteorológicas

Como sucede com a maior parte das albufeiras em Portugal, não existe nenhuma estação meteorológica junto à albufeira de Bemposta. Na realidade, a estação mais próxima é a estação meteorológica de Bragança. Apesar de afastada do local em estudo, os valores registados nesta estação constituem contudo a melhor estimativa para os valores dos parâmetros meteorológicos em Bemposta.

Nas figuras seguintes apresentam-se os valores médios de algumas das características meteorológicas mais relevantes. Os valores indicados foram extraídos das Normais Climatológicas do Continente, Açores e Madeira correspondentes a 1931 - 1960 (SMN 1970).

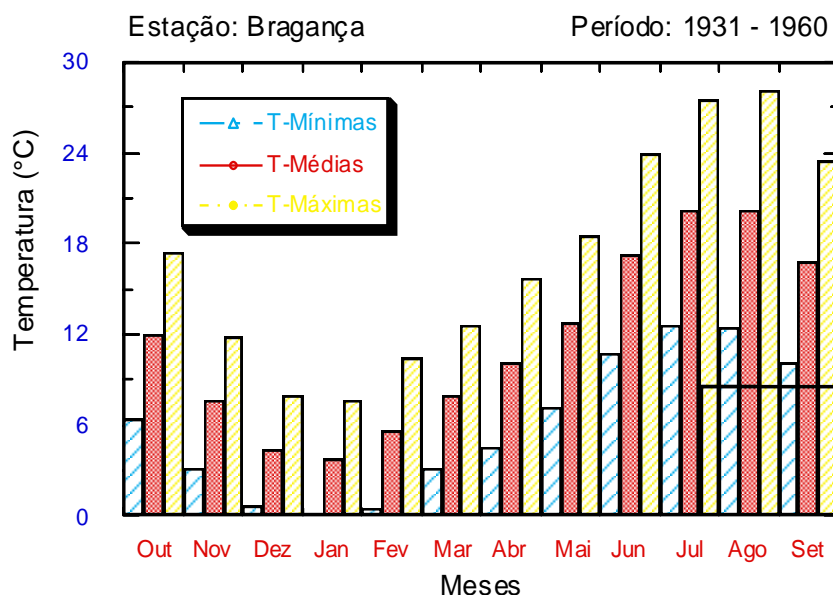


Figura 5.4 - Valores médios mensais da temperatura do ar na estação meteorológica de Bragança.

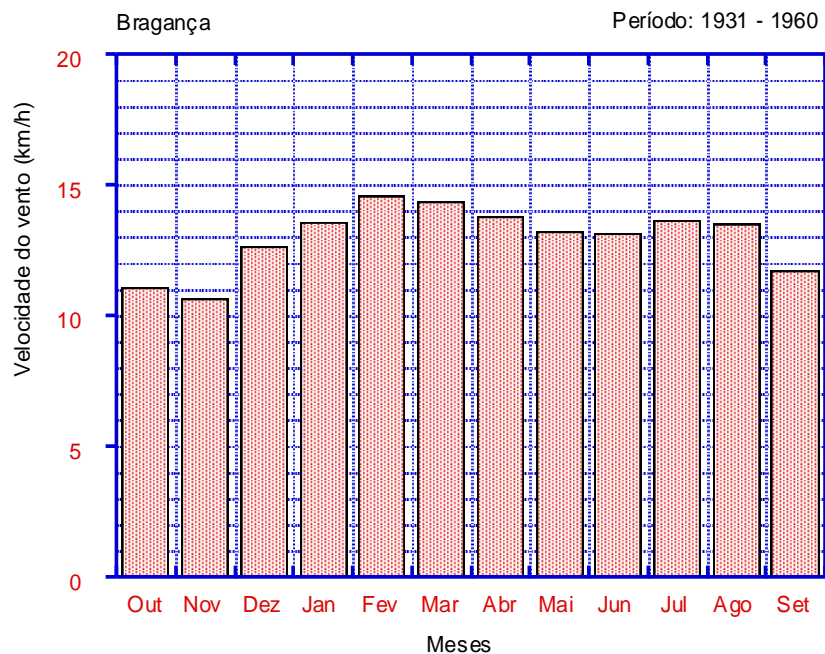


Figura 5.5 - Valores médios mensais da velocidade do vento na estação meteorológica de Bragança.

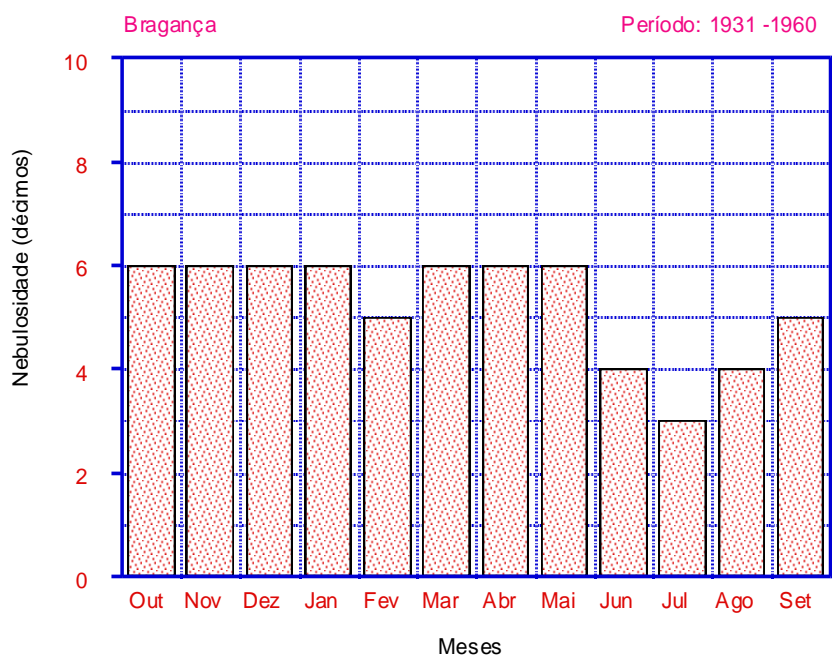


Figura 5.6 - Valores da nebulosidade média mensal (em décimos) na estação de Bragança.

5.2.4- Características hidrológicas

O valor do caudal médio anual é de 311 m³/s, sendo o valor do caudal de cheia de dimensionamento dos órgãos de segurança da barragem igual a 11000 m³/s. Tendo em atenção o valor do caudal médio anual e a capacidade útil da albufeira, o tempo de residência médio é inferior a um dia (cerca de 0,74 dias), pelo que se trata de um aproveitamento a fio - de -água.

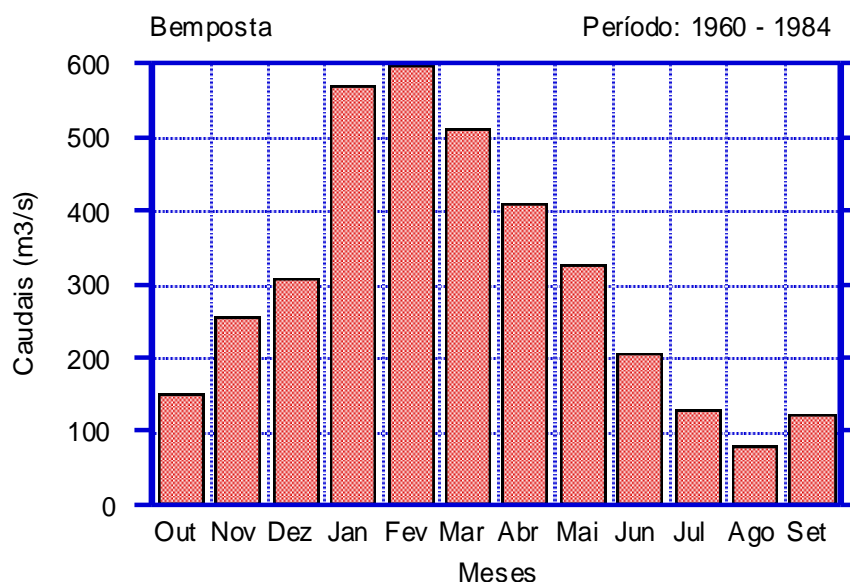


Figura 5.7 - Caudais mensais médios afluídos à albufeira de Bemposta

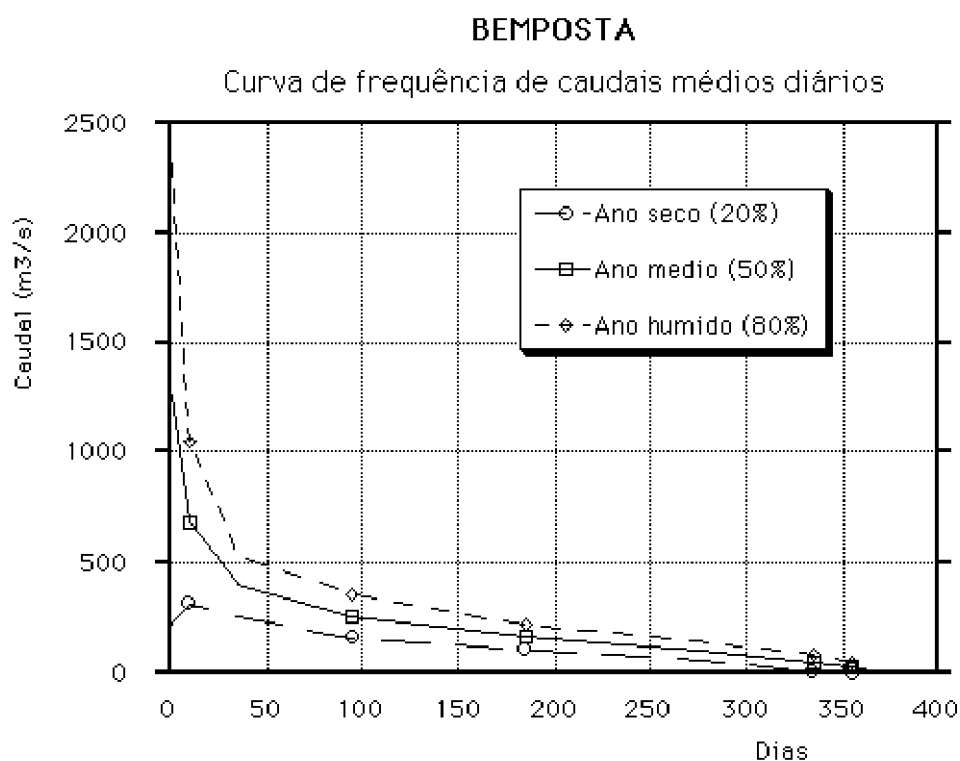


Figura 5.8 - Curva de frequência de caudais

5.2.5- Descrição sumária do problema

O problema de qualidade da água existente na albufeira de Bemposta é o que decorre de uma época de estiagem com uma clara estratificação térmica, implicando teores de oxigénio dissolvido extremamente baixos a cotas inferiores às da termoclina. Dado que as tomadas de água para o circuito hidráulico da barragem se situam abaixo da termoclina, a água turbinada para jusante é de má qualidade durante a época de estratificação térmica, com fraco teor de oxigénio, ocasionando a morte de peixes. Este problema é aliás transmitido ao longo do rio já que nos sucessivos aproveitamentos existentes ocorre um processo semelhante. Assim, nesta "cascata" de aproveitamentos a fio-de-água do Rio Douro (de montante para jusante: Miranda, Picote, Bemposta, Aldeadávila, Saucelle, etc.), e durante o período de estiagem, os caudais turbinados, com fraco ou mesmo nulo teor de oxigénio dissolvido, não têm tempo suficiente para reoxigenar, transmitindo-se pois aquele problema de umas albufeiras para as outras.

O número de Froude densimétrico, para os valores característicos da albufeira, tem um valor igual a 0,041 o que, de acordo com ORLOB 1983, é representativo de albufeiras profundas e bem estratificadas, para as quais os modelos unidimensionais são mais adequados. Entendeu-se pois que a utilização do modelo WQRRSR à albufeira de Bemposta reuniria as condições para ser adequada.

5.2.6- Dados disponíveis

Para a albufeira de Bemposta dispunha-se somente de um conjunto de dados de qualidade da água correspondentes a campanhas que foram levadas a cabo pelo Departamento de Engenharia Química da Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto entre Julho de 1985 e Março de 1986, com uma periodicidade aproximadamente mensal. Nestas campanhas foram executados perfis em dois locais, sendo um junto à barragem, e o outro a cerca de 2400 metros da mesma. Para além da temperatura e do oxigénio dissolvido, foram sempre medidos os seguintes parâmetros: condutividade eléctrica, turvação, pH, azoto amoniacal, nitritos, nitratos, fósforo solúvel, fósforo total, e sílica.

A calibração do modelo incidiu no ano de 1985, já que em 1986 não havia dados que cobrissem a época de Verão. No entanto, e porque só havia dados disponíveis a partir de Julho de 1985, não se tornou fácil estabelecer as condições iniciais já que Julho é um mês onde normalmente já se está numa fase adiantada do processo de estratificação térmica da albufeira.

Como as condições iniciais do modelo devem, na medida do possível, corresponder a uma época de homogeneização das características de qualidade da água, escolheu-se o início de Março para começo do período de simulação. A comparação dos valores de certos parâmetros com os que foram medidos em igual época mas no ano de 1986, permitiu uma melhor estimativa das condições iniciais da albufeira.

Quanto às condições de fronteira de montante não se dispunha de quaisquer dados, para além dos valores de afluências médias diárias. No entanto, dada a existência de uma sequência em cascata das várias albufeiras neste troço do rio Douro, como foi referido, e dadas as características semelhantes existentes entre elas, admitiu-se que todas apresentariam características afins no que respeita à qualidade da água turbinada. Deste modo, e por um processo iterativo, foi possível estimar as características (temperatura e oxigénio dissolvido) do caudal afluído à albufeira de Bemposta, correspondentes ao caudal que é lançado na barragem de Picote.

Quanto aos escoamentos, dispunha-se dos valores médios diários das afluências e dos caudais lançados, fornecidos pela EDP. Estes dados, em conjunto com as curvas de

áreas inundadas e de volumes acumulados, permitiram uma boa representação da variação dos níveis da albufeira ao longo do tempo.

Relativamente aos dados meteorológicos, teve de se recorrer à estação de Bragança, como se referiu. Para além disso, alguns dos parâmetros disponíveis diziam respeito a valores médios diários, o que pode por vezes constituir em si uma aproximação grosseira, como por exemplo no caso da nebulosidade ou da velocidade do vento.

5.2.7- Aplicação do modelo WQRRSR

Os resultados da aplicação do modelo à albufeira de Bemposta são apresentados de seguida. O processo de calibração foi neste caso bastante moroso, face, por um lado, à enorme quantidade de coeficientes empíricos envolvidos nas equações que descrevem o comportamento dos vários constituintes, e por outro ao desconhecimento de valores locais tanto de parâmetros meteorológicos como de qualidade da água dos caudais afluentes.

Os resultados da aplicação do modelo ao período de simulação referido podem considerar-se satisfatórios na medida em que a evolução temporal e espacial dos principais parâmetros de qualidade da água calculados acompanham o andamento qualitativo dos observados, obtendo-se mesmo na época de maior estratificação um bom ajustamento. As limitações do próprio modelo e, principalmente, a falta de mais e melhores dados de entrada para o modelo, inviabilizam neste caso a obtenção de um conjunto de resultados mais próximo dos valores observados.

Após a calibração, utilizou-se o mesmo modelo utilizando a capacidade de simulação de uma tomada de água selectiva. O objectivo foi o de se tentar mostrar como uma tomada de água a vários níveis, explorada de forma adequada, pode melhorar substancialmente a qualidade da água lançada para jusante.

Experiências anteriores (*e. g.* IMBERGER *et al.* 1976, HOCKING *et al.* 1988) evidenciaram a grande utilidade desta técnica de exploração na resolução de certos problemas de qualidade da água em albufeiras, tal como no caso presente. Em certos países, como por exemplo nos Estados Unidos da América, chegou-se mesmo a alterar as estruturas de tomada de água do circuito hidráulico de certas barragens já existentes, por forma a possibilitar a tomada de água a diferentes níveis, e deste modo melhorar a qualidade da água extraída.

A técnica de tomada de água selectiva pode ser utilizada com o objectivo de se atingirem determinados valores de temperatura, ou de outros parâmetros de qualidade da água, nas descargas efectuadas para jusante. O modelo WQRRSR dispõe, no caso desta opção, de um algoritmo de selecção da tomada de água que determina quais as comportas que deverão ser abertas, e que caudais se deverão escoar por cada comporta aberta.

A solução deste problema é conseguida através de uma técnica de optimização desenvolvida por POORE e LOFTIS 1983. O algoritmo de optimização utiliza uma função que está relacionada com os objectivos de qualidade definidos a jusante, e sujeitos às restrições hidráulicas das tomadas individuais.

Para esta simulação foi admitido que o circuito hidráulico da barragem disporia de três tomadas a cotas diferentes, a mais baixa das quais corresponde à tomada actual. Desta forma, obtiveram-se os resultados das Figuras 5.17 e 5.18, em que é notória a melhoria conseguida em termos de oxigénio dissolvido.

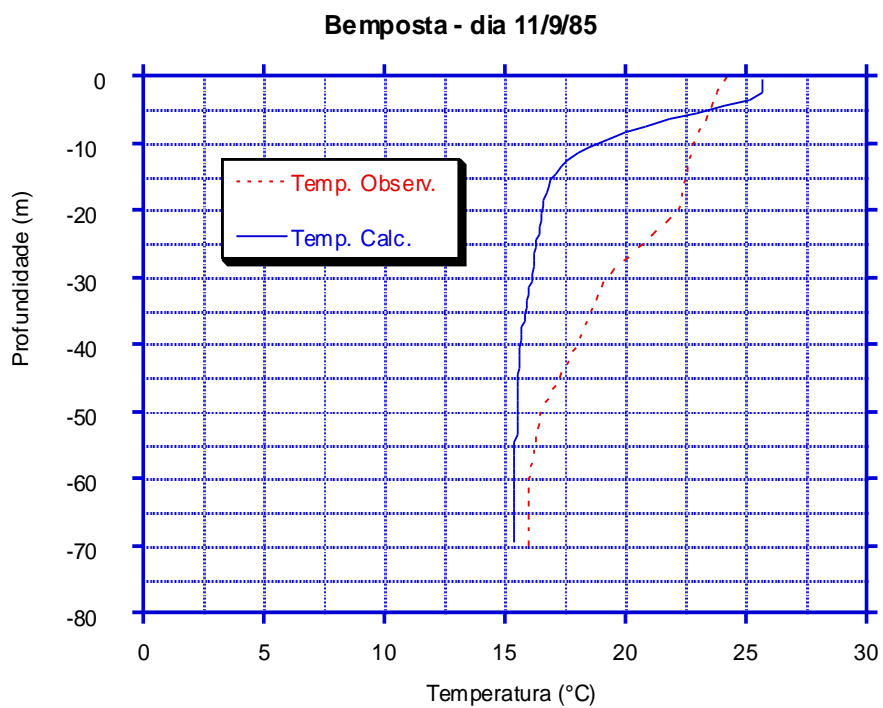


Figura 5.9 - Albufeira de Bemposta. Perfis de temperatura observado e calculado no dia 11/9/85.

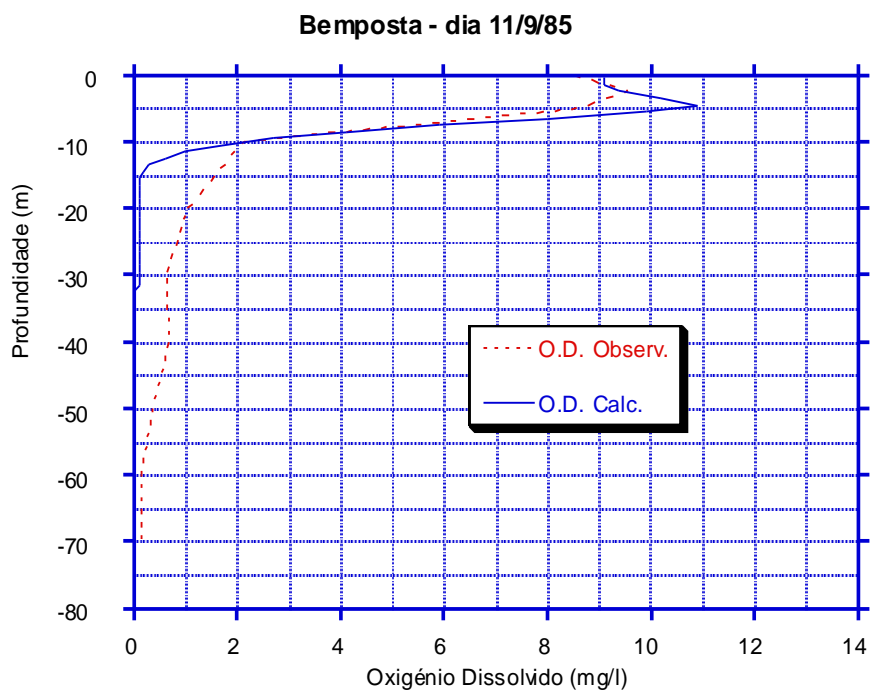


Figura 5.10 - Albufeira de Bemposta. Perfis de oxigénio dissolvido observado e calculado no dia 11/9/85.

Deve notar-se que este procedimento de tomada selectiva não afectou o regime de exploração da albufeira em termos de caudais lançados, pelo que

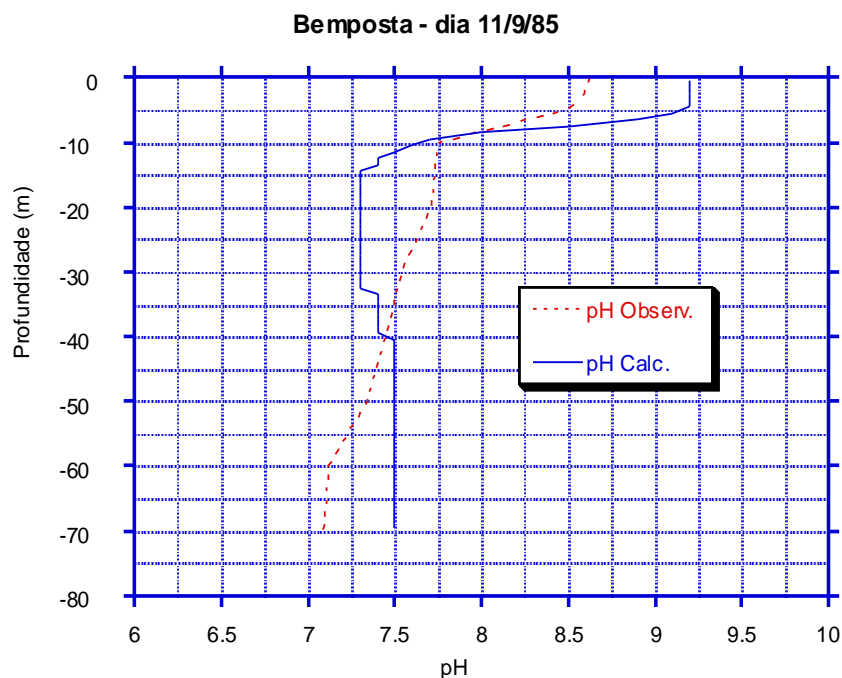


Figura 5.11 - Albufeira de Bemposta. Perfis de pH observado e calculado no dia 11/9/85.

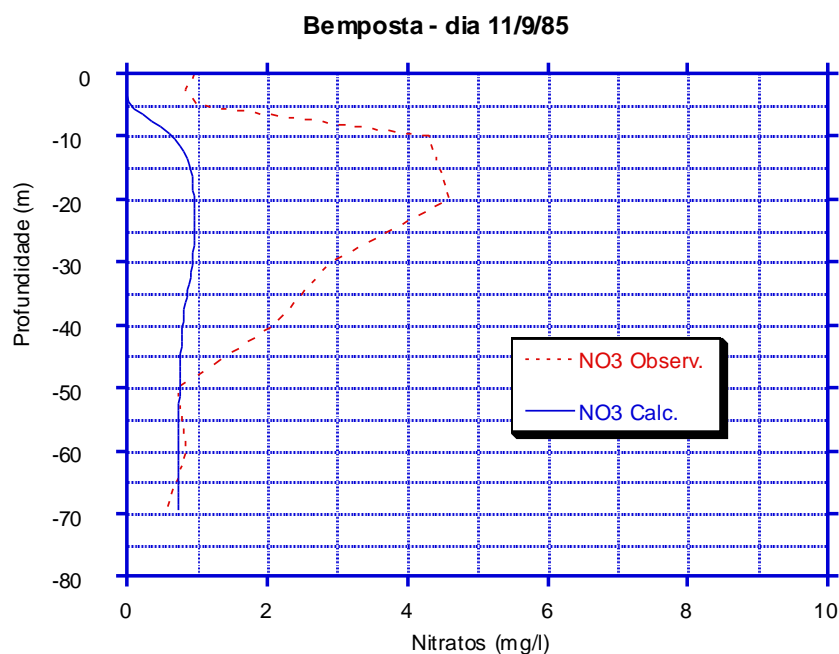


Figura 5.12 - Albufeira de Bemposta. Perfis de nitratos observado e calculado no dia 11/9/85.

tal medida, se estivesse implementada, não acarretaria qualquer diminuição da produção de energia eléctrica. Pode também admitir-se que, face à existência de uma sucessão de albufeiras em cascata neste troço do rio, a qualidade da água melhoraria

substantialmente se todas as barragens dispusessem de esquemas de tomada selectiva idênticos.

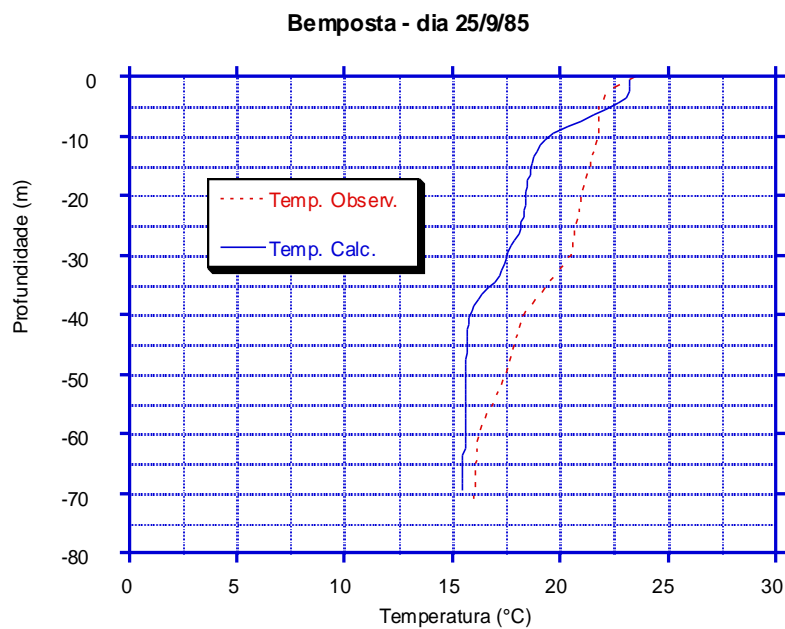


Figura 5.13 - Albufeira de Bemposta. Perfis de temperatura observado e calculado no dia 25/9/85.

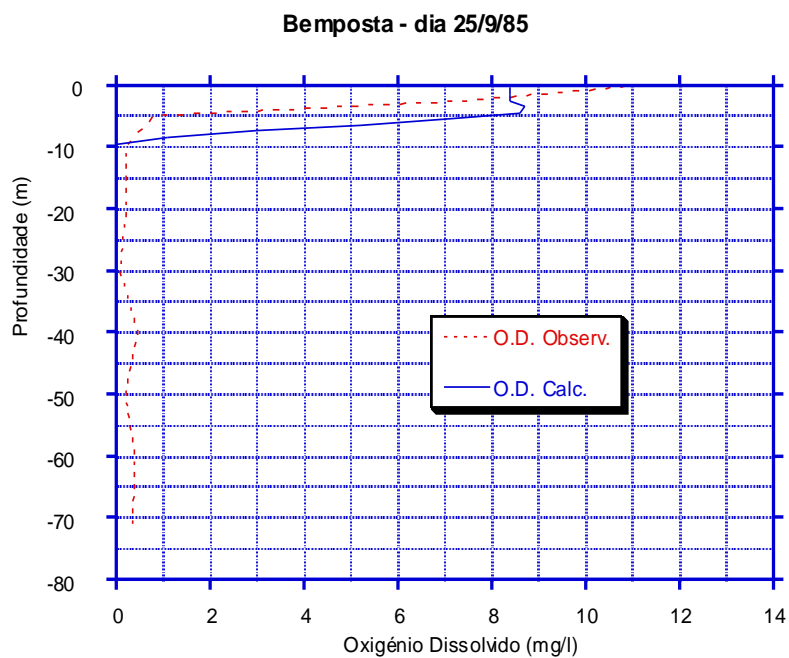


Figura 5.14 - Albufeira de Bemposta. Perfis de oxigénio dissolvido observado e calculado no dia 25/9/85.

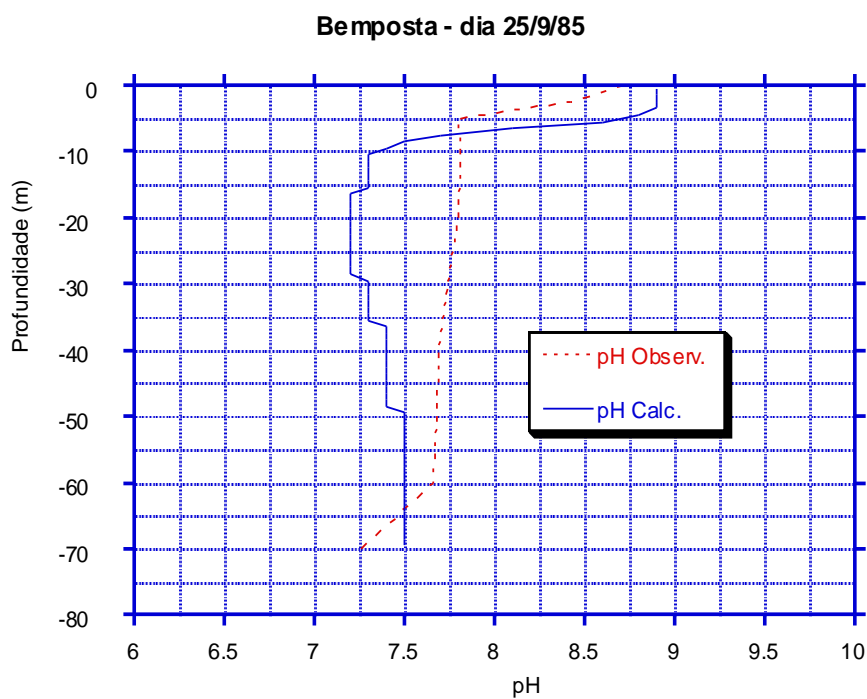


Figura 5.15 - Albufeira de Bemposta. Perfis de pH observado e calculado no dia 25/9/85.

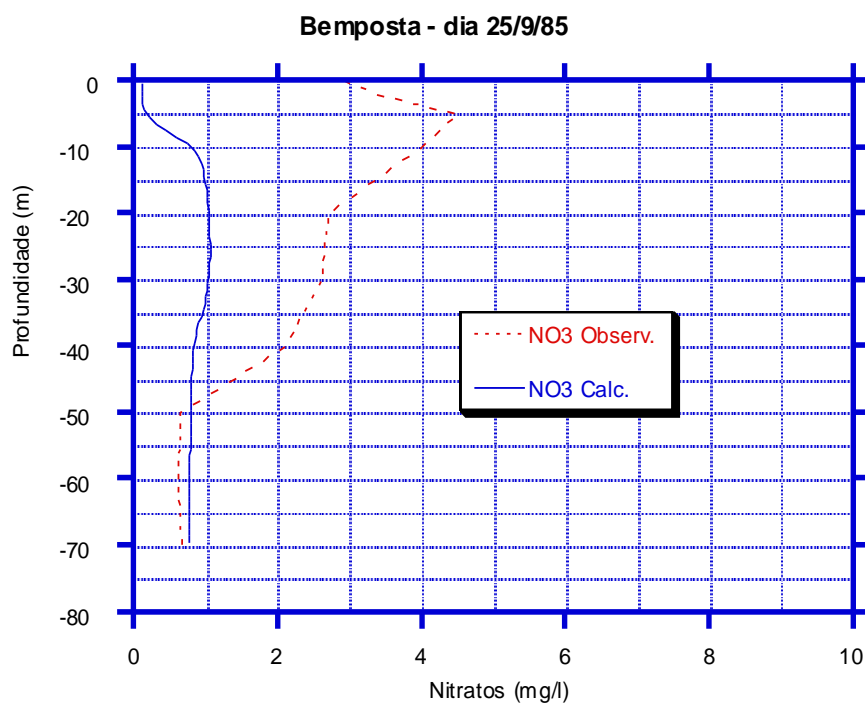


Figura 5.16 - Albufeira de Bemposta. Perfis de nitratos observado e calculado no dia 25/9/85.

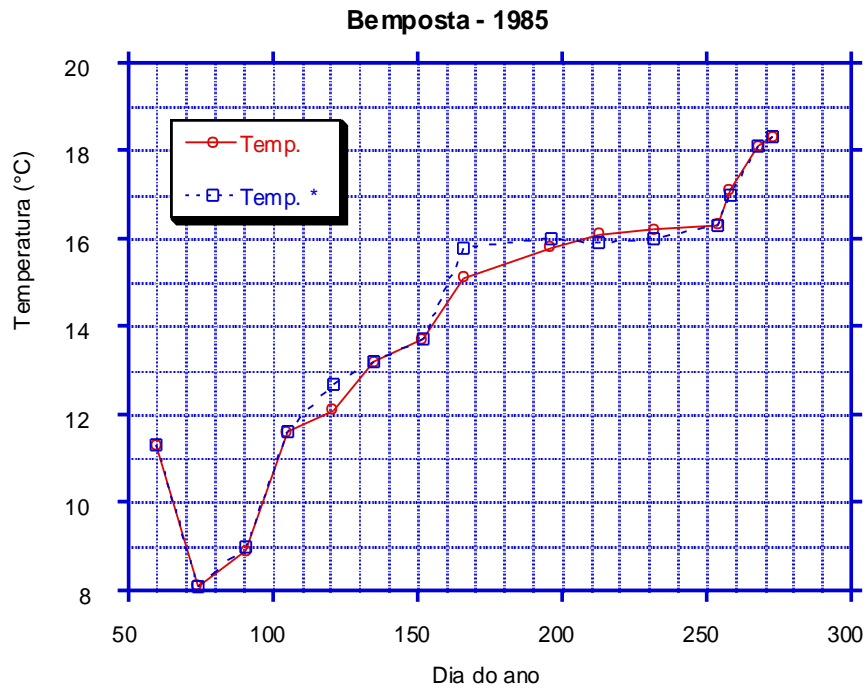


Figura 5.17 - Albufeira de Bemposta. Temperatura da água lançada para jusante com (*) e sem tomada de água selectiva, no ano de 1985.

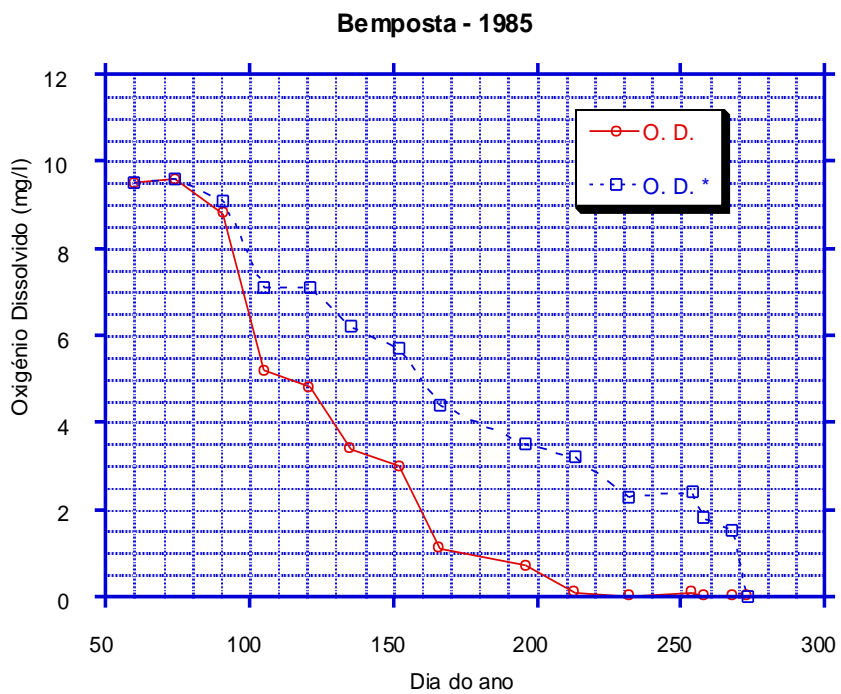


Figura 5.18 - Albufeira de Bemposta. Oxigénio dissolvido da água lançada para jusante com (*) e sem tomada de água selectiva, no ano de 1985.

Albufeira de Bemposta - 1985

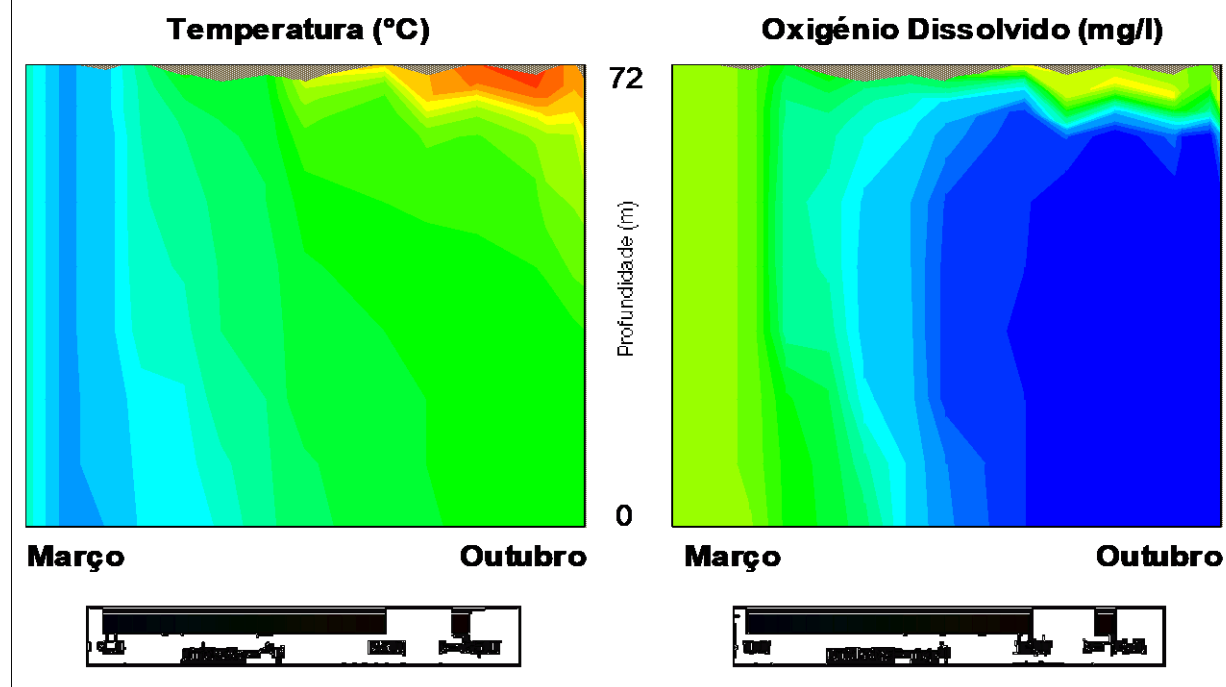


Figura 5.19 - Evolução da temperatura e do oxigénio dissolvido na albufeira de Bemposta ao longo do tempo e em profundidade.

5.3- ALBUFEIRA DE VILAR

5.3.1- Localização

A barragem de Vilar situa-se no distrito de Viseu, no Rio Távora, afluente da margem esquerda do Rio Douro, e perto de Moimenta da Beira. A construção data do ano de 1965. A área da bacia hidrográfica dominada pela barragem é de 359 km². O aproveitamento destina-se à produção de energia eléctrica.

A albufeira de Vilar encontra-se compreendida entre as latitudes 40° 54' N e 40° 59' N, e entre as longitudes 7° 31' W e 7° 33' W, e tem a forma que se apresenta na Figura 5.20.

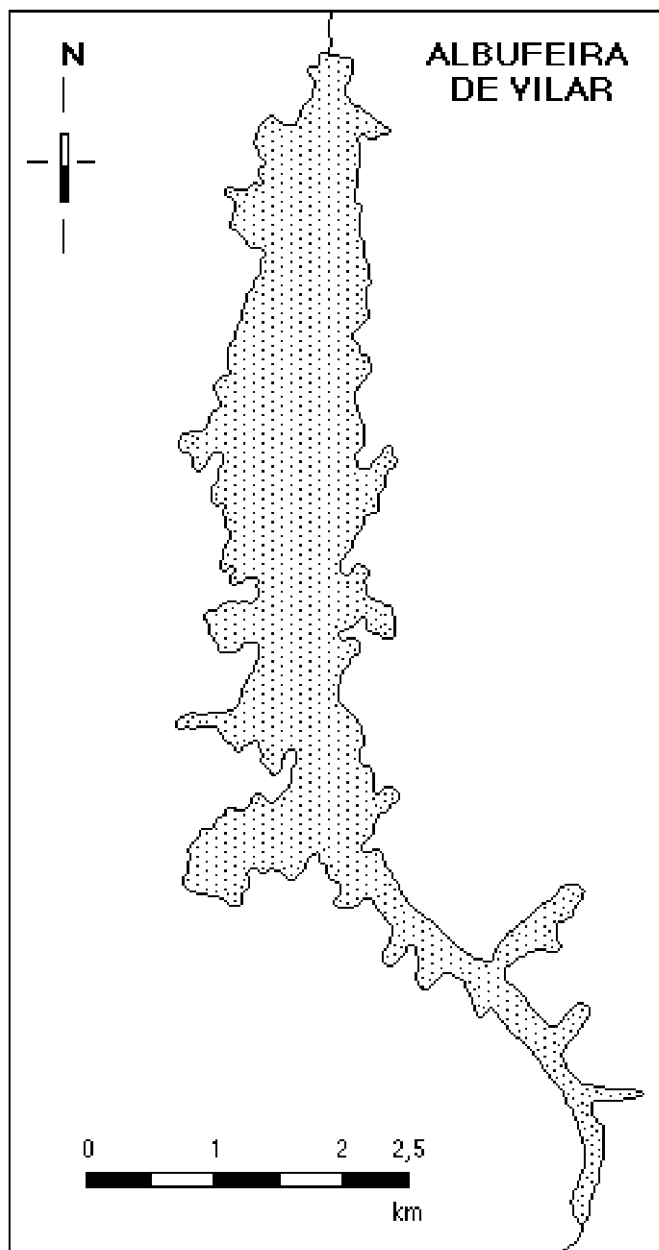


Figura 5.20 - Albufeira de Vilar.

5.3.2- Características físicas

Ao nível de pleno armazenamento (NPA), o volume total armazenado na albufeira é de cerca de $98,8 \text{ hm}^3$, sendo o volume útil de $97,5 \text{ hm}^3$. A área inundada da albufeira, ao nível do NPA, é de $6,5 \text{ km}^2$. A forma da planta da albufeira é filiforme, com uma orientação Norte-Sul, e com um comprimento máximo de cerca de $10,0 \text{ km}$.

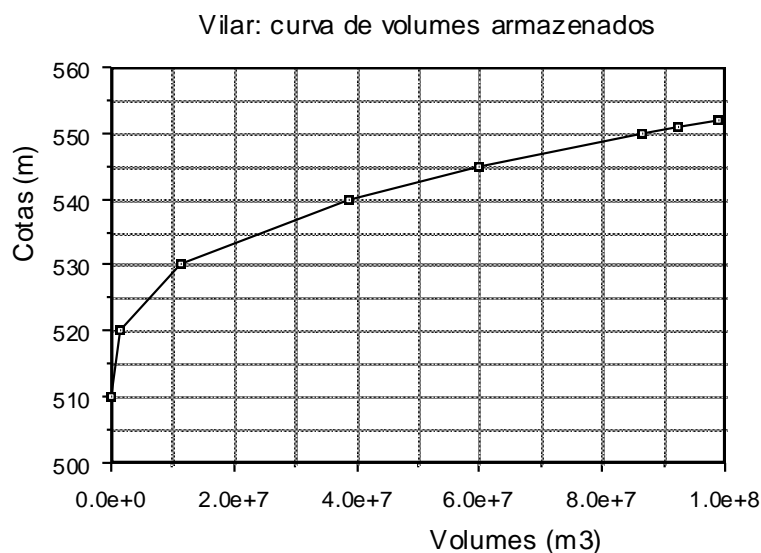


Figura 5.21 - Curva de volumes armazenados da albufeira de Vilar.

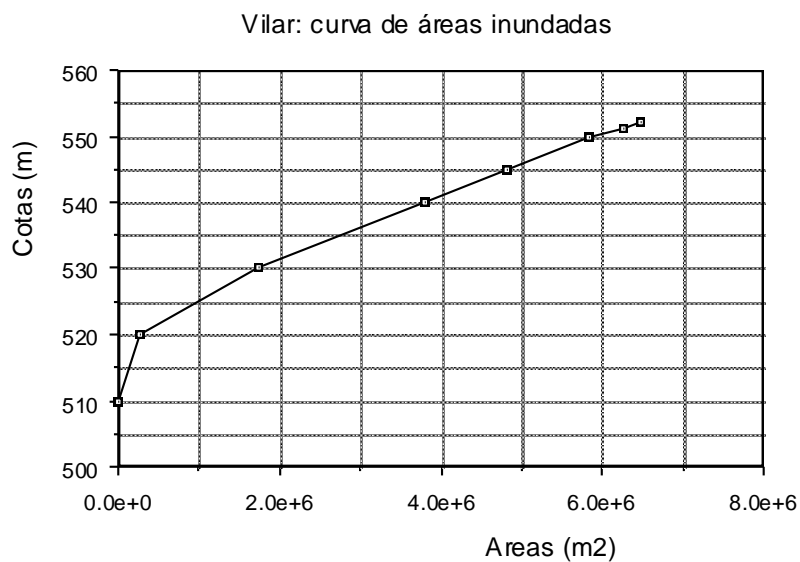


Figura 5.22 - Curva de áreas inundadas da albufeira de Vilar.

Os níveis característicos da albufeira de Vilar são os seguintes:

- nível de pleno armazenamento (NPA): 552,00 m;
- nível de máxima cheia (NMC): 553,60 m;
- nível mínimo de exploração (NmE): 525,00 m.

5.3.3- Características meteorológicas

A estação meteorológica mais próxima da albufeira de Vilar que dispõe de registos completos e recentes, é a estação da Régua. Apesar de afastada do local em estudo, os valores registados nesta estação constituem contudo a melhor estimativa para os valores dos parâmetros meteorológicos em Vilar.

Nas figuras seguintes apresentam-se os valores médios de algumas das características meteorológicas mais relevantes.

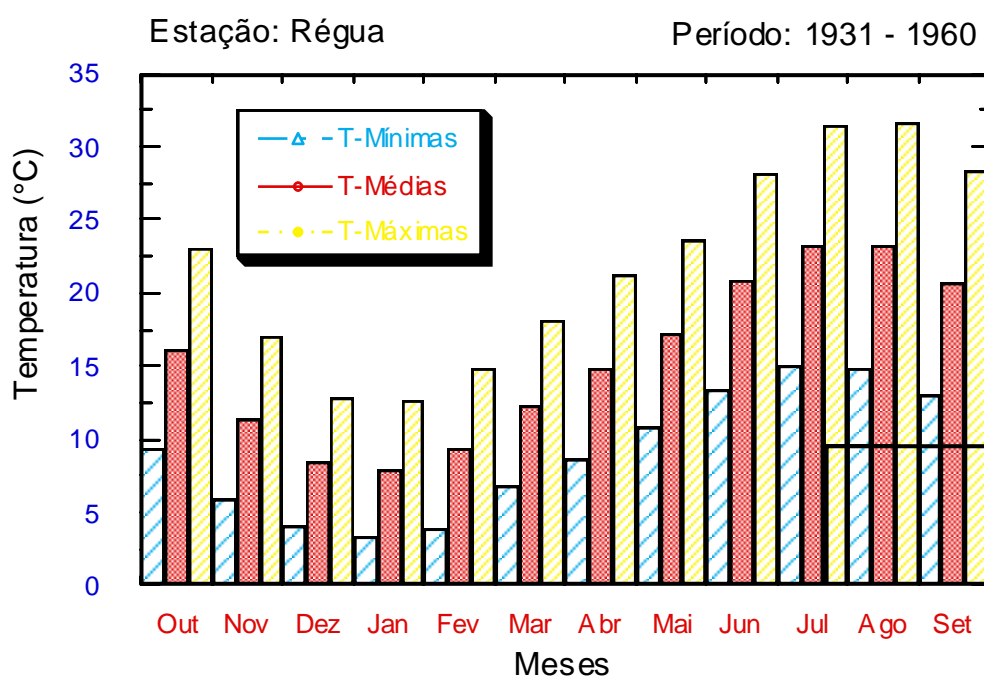


Figura 5.23 - Valores médios mensais da temperatura do ar na estação meteorológica da Régua.

Os valores indicados foram igualmente extraídos das Normais Climatológicas do Continente, Açores e Madeira correspondentes a 1931 - 1960, publicadas pelo ex - Serviço Meteorológico Nacional (SMN 1970).

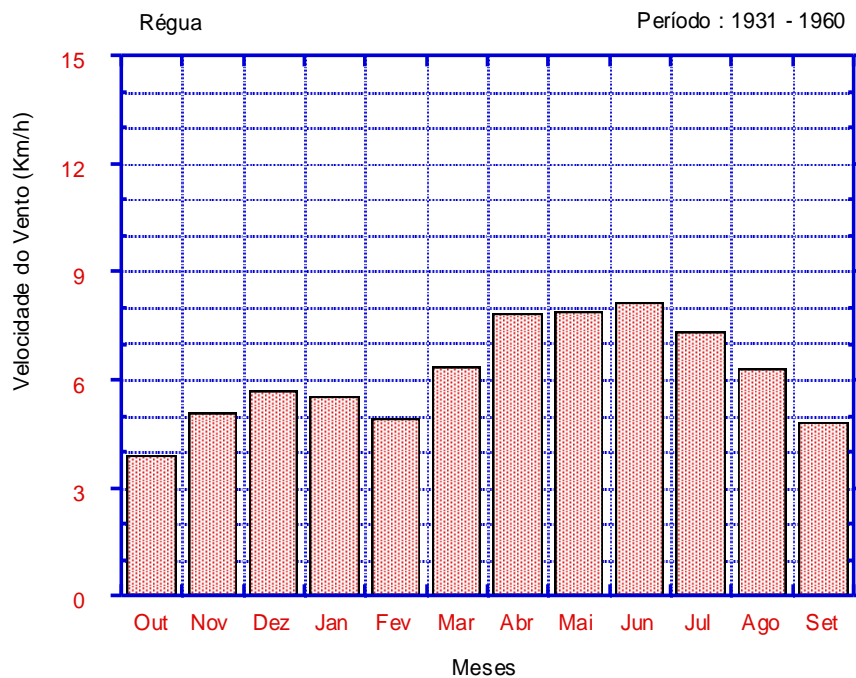


Figura 5.24 - Valores médios mensais da velocidade do vento na estação meteorológica da Régua.

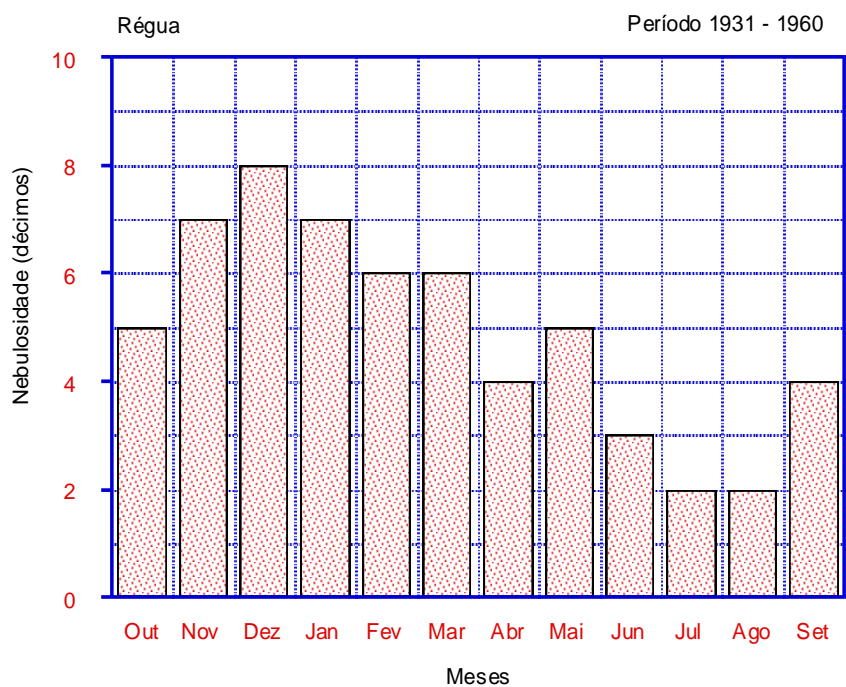


Figura 5.25 - Valores da nebulosidade média mensal (em décimos) na estação da Régua.

5.3.4- Características hidrológicas

Os valores do caudal médio anual afluente à albufeira nos anos hidrológicos de 1976/77 a 1988/89 são os que se apresentam na Figura 5.26, com um valor médio neste período igual a $3,02 \text{ m}^3/\text{s}$. Tendo em atenção o valor do caudal médio anual e a capacidade útil da albufeira, o tempo de residência médio é neste caso de cerca de um ano (376 dias), pelo que se trata de um aproveitamento com grande capacidade de regularização.

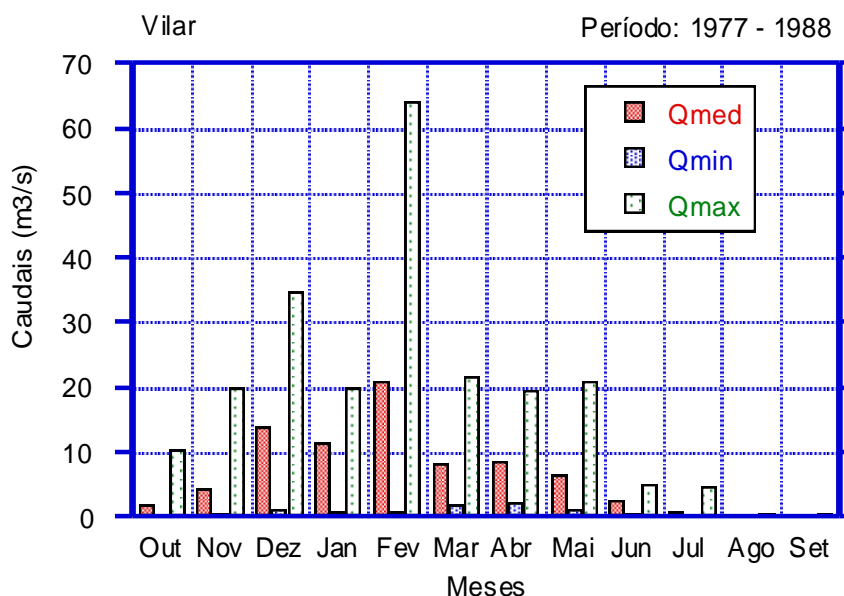


Figura 5.26 - Valores médios mensais dos caudais médio, mínimo e máximo afluídos à albufeira de Vilar.

5.3.5- Descrição sumária do problema

A Central do Tabuaço, onde se produz a energia hidroelétrica a partir dos caudais lançados na barragem de Vilar, situa-se a cerca de 15 km a jusante da mesma. Nos últimos anos, e em especial a partir de 1985, começou a produzir-se grande quantidade de sulfureto de hidrogénio nas épocas de estiagem, o que veio mesmo a motivar a corrosão de algum equipamento eléctrico da central.

A origem deste problema está relacionada com a crescente afluência de nutrientes à albufeira, por certo relacionada com a intensificação da agricultura da região, e com o consequente aumento de fertilizantes químicos. Para além disso, durante a época de estiagem os níveis de água na albufeira descem por vezes bastante o que, com a estratificação térmica, cria condições para a ocorrência de eutrofização.

VILAR

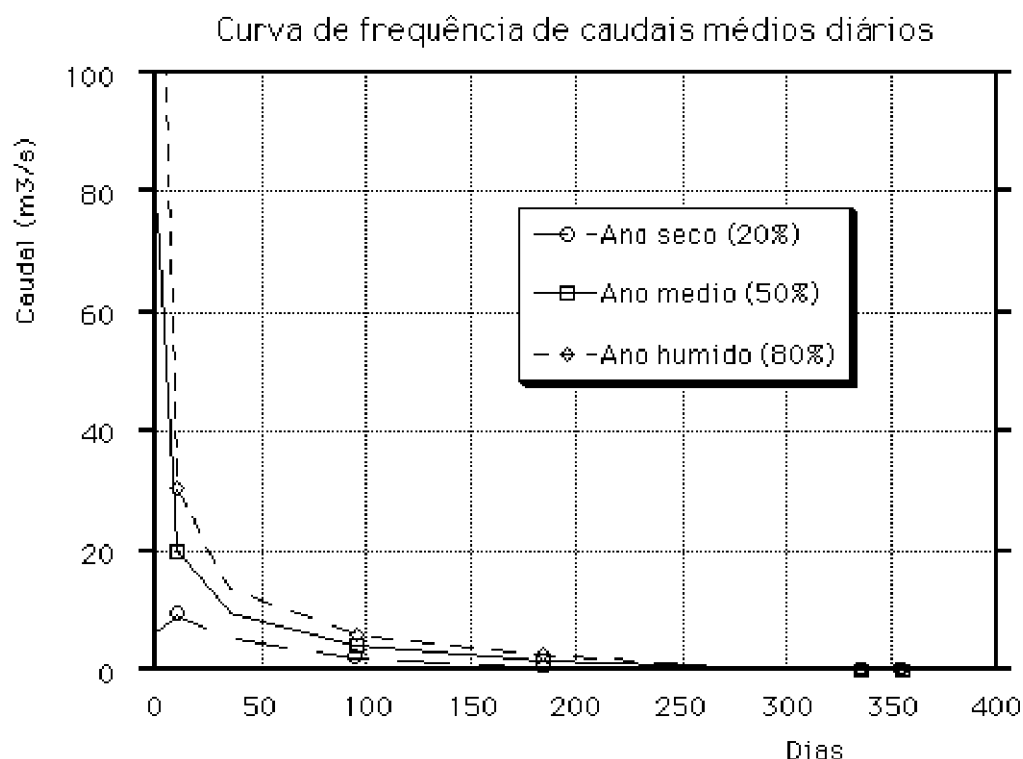


Figura 5.27 - Curvas de frequência de caudais

O número de Froude densimétrico, para os valores característicos da albufeira, tem um valor igual a 0,00074 o que, de acordo com ORLOB 1983, é representativo de albufeiras muito bem estratificadas ($Fr \ll 1/\pi$), para as quais os modelos unidimensionais são mais adequados. Entendeu-se pois que a utilização do modelo WQRRSR à albufeira de Vilar reuniria as condições para ser adequada.

5.3.6- Dados de base

Para a albufeira de Vilar dispunha-se de um conjunto de dados de qualidade da água correspondentes a duas amostragens de Setembro de 1985, e às campanhas que foram levadas a cabo pela Electricidade de Portugal nos anos de 1989 e 1990, com uma periodicidade aproximadamente mensal. Todos os dados dizem respeito a amostras colhidas junto à barragem.

Nos dados de Setembro de 1985, para além da temperatura e do oxigénio dissolvido, foram medidos os seguintes parâmetros: condutividade eléctrica, turvação, pH, azoto amoniacal, nitritos, nitratos, fosfatos, cloretos, sulfatos, e sílica. Nas campanhas de 1989 e 1990 dispunha-se somente dos perfis de temperatura e de oxigénio dissolvido. A calibração do modelo incidiu tanto no ano de 1985, como no ano de 1989. No entanto, e para o ano de 1985, dispondo-se apenas das duas amostras em Setembro, não se tornou fácil estabelecer as condições iniciais. Contudo, o facto de se dispor de valores de vários parâmetros de qualidade, permitiu uma avaliação das condições existentes na albufeira numa fase adiantada do período de estratificação térmica, mais desfavorável.

Para o ano de 1989 dispunha-se de uma boa cobertura anual da variação em profundidade da temperatura e do oxigénio dissolvido. Neste caso, não havendo

valores de outros constituintes, a calibração incidiu somente sobre aqueles dois parâmetros, tendo-se aproveitado a informação do ano de 1985.

Como as condições iniciais do modelo devem, na medida do possível, corresponder a uma época de homogeneização das características de qualidade da água, escolheu-se o início de Março para começo do período de simulação, em ambas as situações. A comparação dos valores de certos parâmetros com os que foram medidos em igual época mas no ano de 1989, permitiu uma melhor estimativa das condições iniciais da albufeira para a simulação no ano de 1985.

Quanto às condições de fronteira de montante não se dispunha de quaisquer dados, para além dos valores médios diários das afluições. Os valores das cargas afluentes foram estimados com base em estudos efectuados em bacias hidrográficas com características semelhantes, e recorrendo a um processo de tentativa e erro.

Quanto aos escoamentos, dispunha-se dos valores médios diários das afluições e dos caudais lançados (turbinados e descarregados), fornecidos pela EDP. Para o ano de 1989 dispunha-se também dos valores diários da cota da superfície livre da albufeira. Estes dados, em conjunto com as curvas de áreas inundadas e de volumes acumulados, permitiram uma boa representação da variação dos níveis da albufeira ao longo do tempo.

Relativamente aos dados meteorológicos, teve de se recorrer à estação da Régua, como se referiu. Para além de esta estação estar bastante afastada da albufeira, alguns dos parâmetros disponíveis diziam respeito a valores médios diários, o que pode por vezes constituir em si uma aproximação grosseira, como por exemplo no caso da nebulosidade ou da velocidade do vento.

5.3.7- Aplicação do modelo WQRRSR

Os resultados da aplicação do modelo à albufeira de Vilar são apresentados de seguida. O processo de calibração foi bastante moroso, face, por um lado, à enorme quantidade de coeficientes empíricos envolvidos nas equações que descrevem o comportamento dos vários constituintes, e por outro ao desconhecimento de valores locais tanto de parâmetros meteorológicos como de qualidade da água dos caudais afluentes.

Os resultados da aplicação do modelo ao período de simulação referido podem considerar-se satisfatórios na medida em que a evolução temporal e espacial dos principais parâmetros de qualidade da água calculados acompanham o andamento qualitativo dos observados, obtendo-se mesmo na época de maior estratificação um bom ajustamento. As limitações do próprio modelo e, principalmente, a falta de mais e melhores dados de entrada para o modelo, inviabilizam neste caso a obtenção de um conjunto de resultados mais próximo dos valores observados.

Face às características da albufeira de Vilar, e nomeadamente à grande variação de níveis da superfície livre que podem ocorrer, a técnica de tomada de água selectiva pode não constituir neste caso uma solução adequada para o problema existente da qualidade da água. O Laboratório de Meio Ambiente da EDP procedeu em Agosto de 1990 a um ensaio de bombeamento de ar para o fundo da albufeira através de uma rede de tubagens munidas de vários orifícios, tendo-se desta forma obtido resultados francamente positivos (GIL 1990).

Esta técnica de arejamento é descrita no capítulo 6, constituindo uma forma de melhoria da qualidade da água em albufeiras que permite a obtenção de resultados positivos, embora com valores relativamente baixos de eficiência. No entanto, para casos onde os níveis de poluição atingem valores extremamente críticos, esta técnica constitui um procedimento relativamente económico e expedito.

Nas figuras seguintes apresentam-se os resultados da aplicação do modelo à albufeira de Vilar para os anos de 1985 e 1989. No ano de 1985 dispunha-se somente de dados medidos em dois dias de Outubro, pelo que o ajustamento do modelo se tornou problemático. Neste ano, os dados disponíveis eram francamente diminutos, pelo que os resultados não são tão bons como os de 1989. No entanto, e principalmente devido ao desconhecimento das condições iniciais da albufeira e das características de qualidade dos caudais afluentes, entendeu-se que não seria pertinente tentar obter melhores resultados, até porque se dispunha somente de medições referentes a uma época do ano onde habitualmente se processa a destratificação térmica.

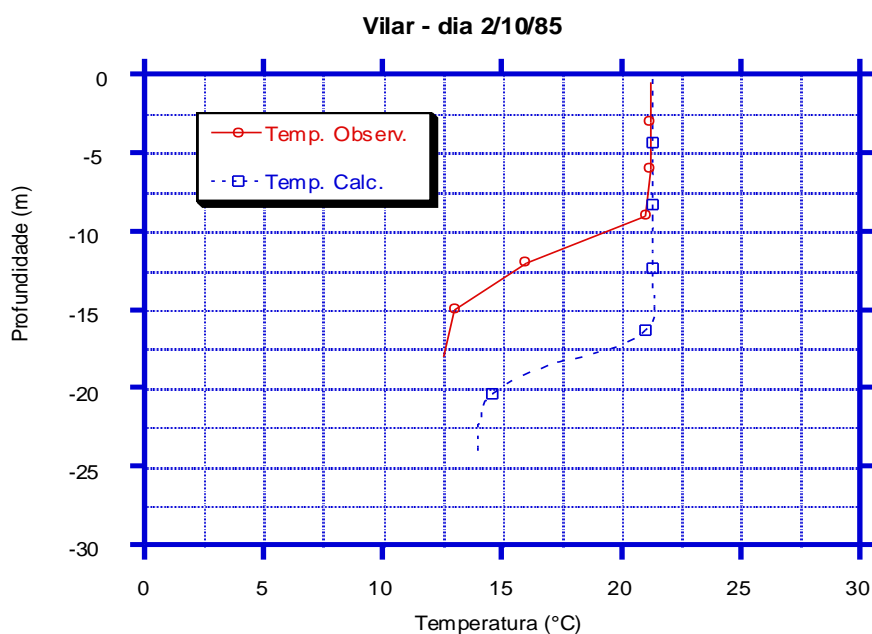


Figura 5.28 - Albufeira de Vilar. Perfis de temperatura observado e calculado no dia 2/10/85.

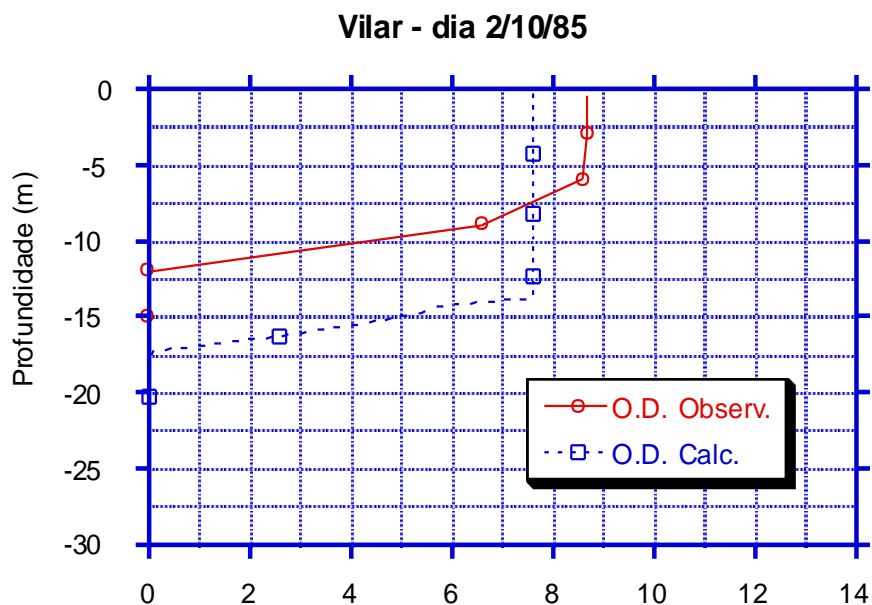


Figura 5.29 - Albufeira de Vilar. Perfis de oxigénio dissolvido observado e calculado no dia 2/10/85.

Para o ano de 1989, o ajustamento foi bastante melhor, se bem que baseado somente nos perfis de temperatura e de oxigénio dissolvido observados. Os resultados da aplicação do modelo a este ano reproduzem bem os valores de temperatura e de oxigénio dissolvido observados ao longo do período em estudo.

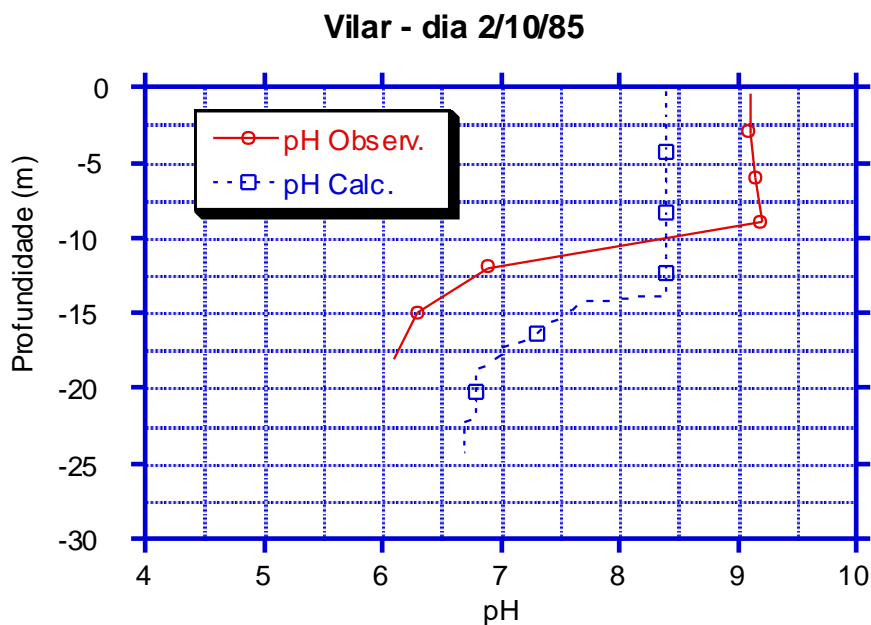


Figura 5.30 - Albufeira de Vilar. Perfis de pH observado e calculado no dia 2/10/85.

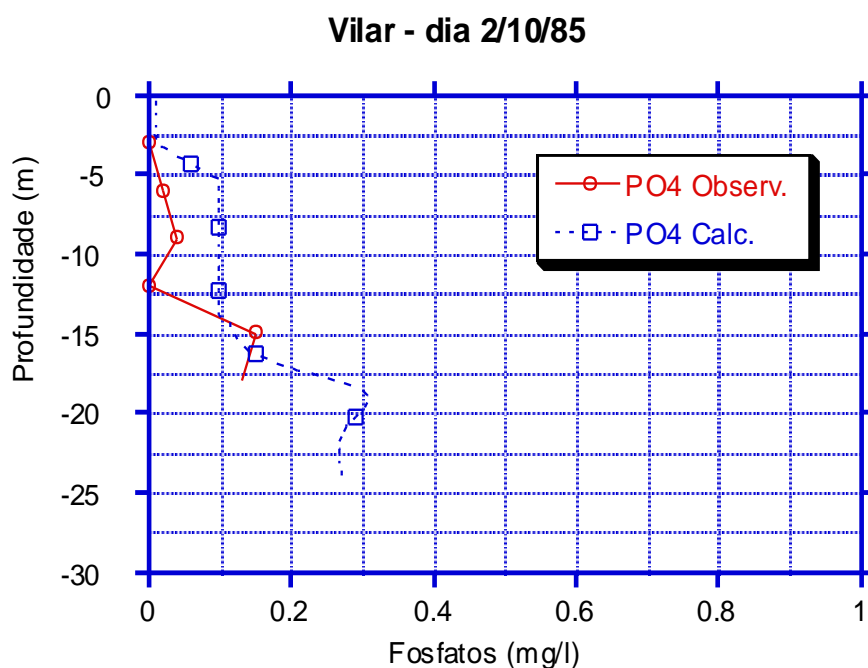


Figura 5.31 - Albufeira de Vilar. Perfis de fosfatos observado e calculado no dia 2/10/85.

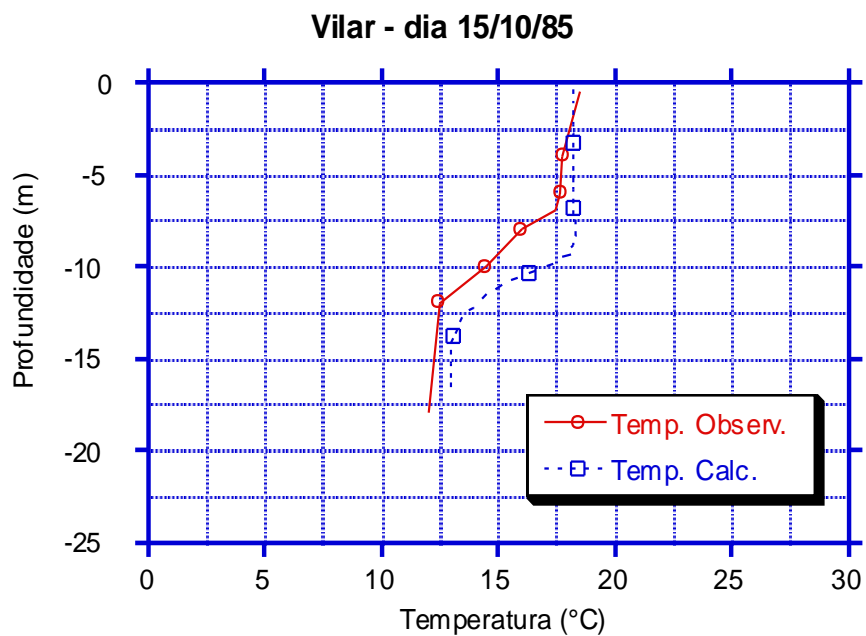


Figura 5.32 - Albufeira de Vilar. Perfis de temperatura observado e calculado no dia 15/10/85.

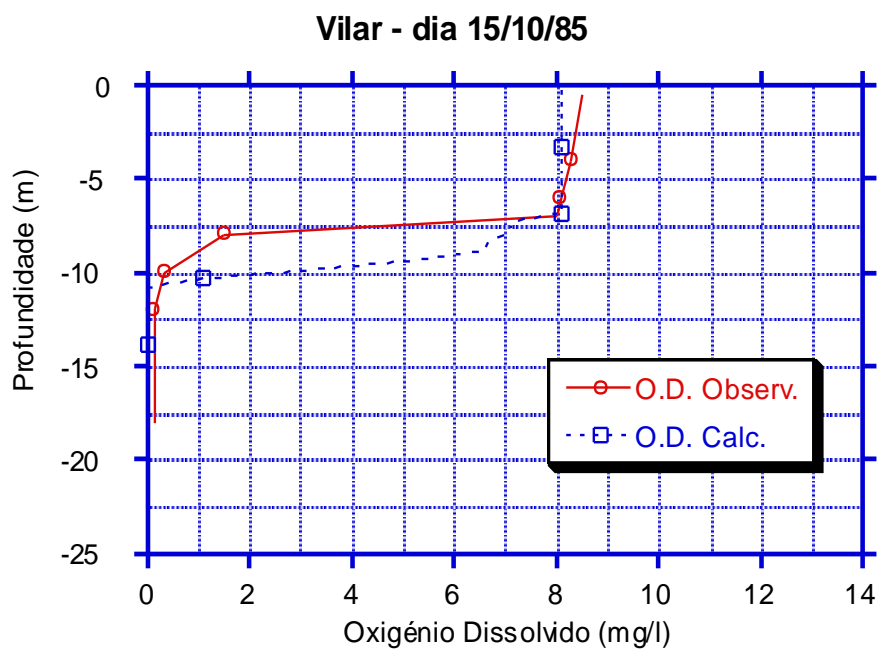


Figura 5.33 - Albufeira de Vilar. Perfis de oxigénio dissolvido observado e calculado no dia 15/10/85.

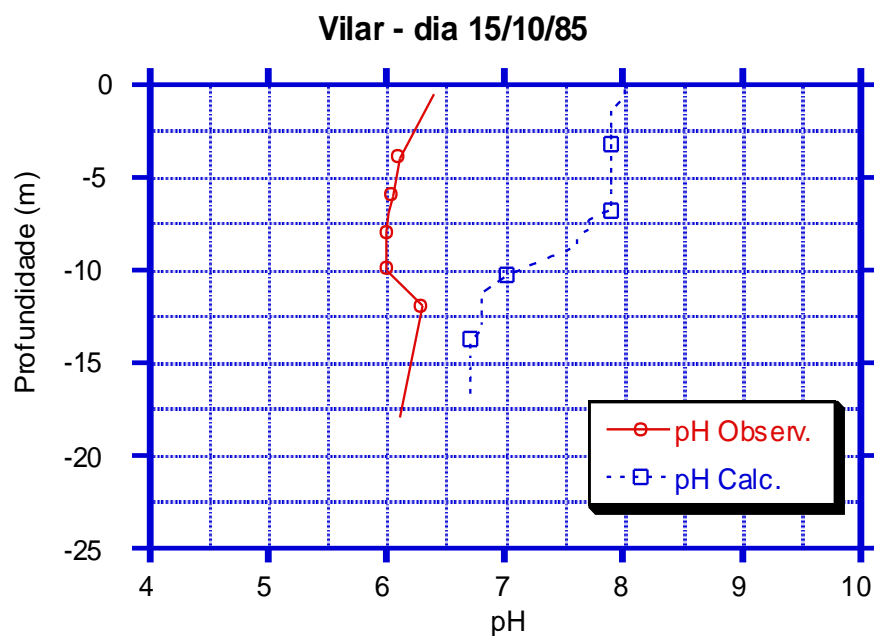


Figura 5.34 - Albufeira de Vilar. Perfis de pH dissolvido observado e calculado no dia 15/10/85.

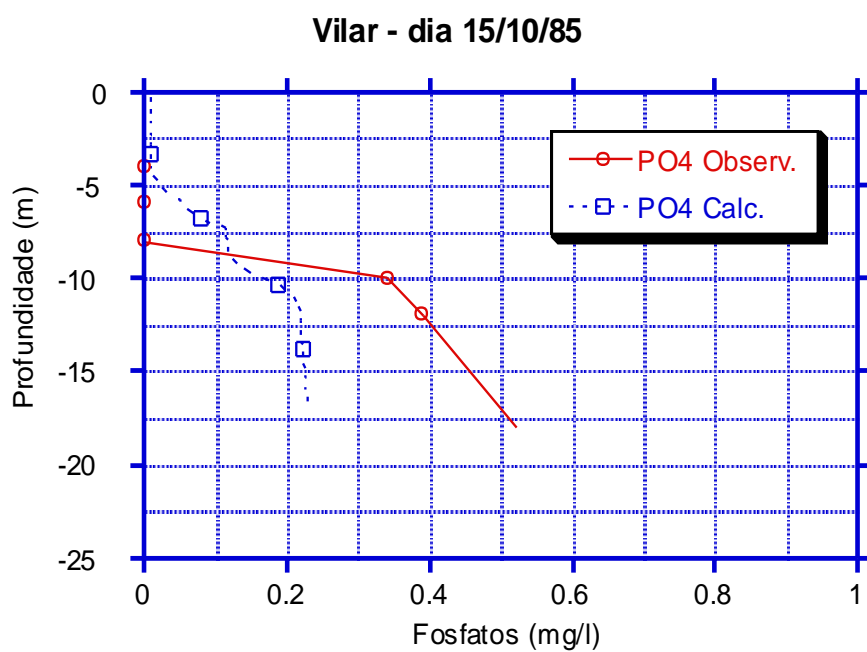


Figura 5.35 - Albufeira de Vilar. Perfis de fosfatos observado e calculado no dia 15/10/85.

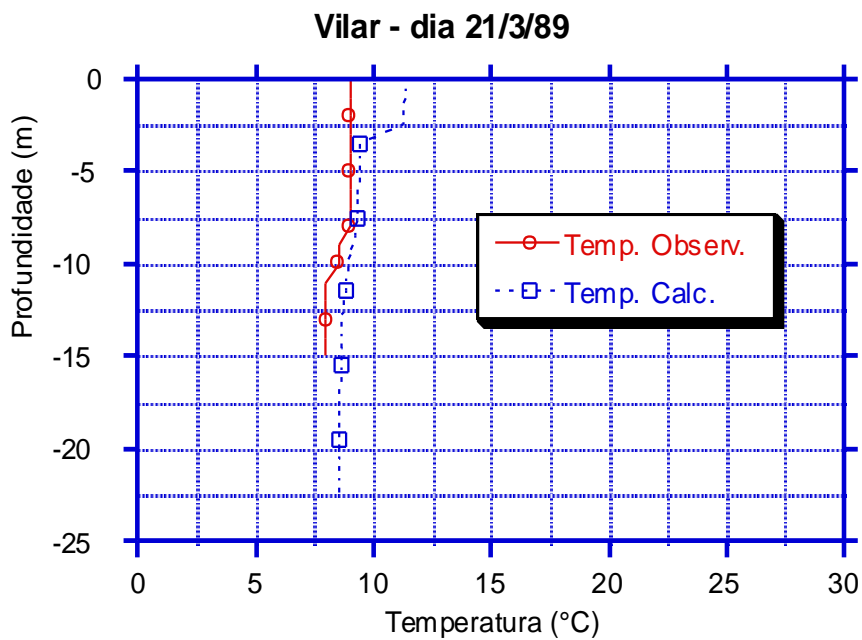


Figura 5.36 - Albufeira de Vilar. Perfis de temperatura observado e calculado no dia 21/3/89.

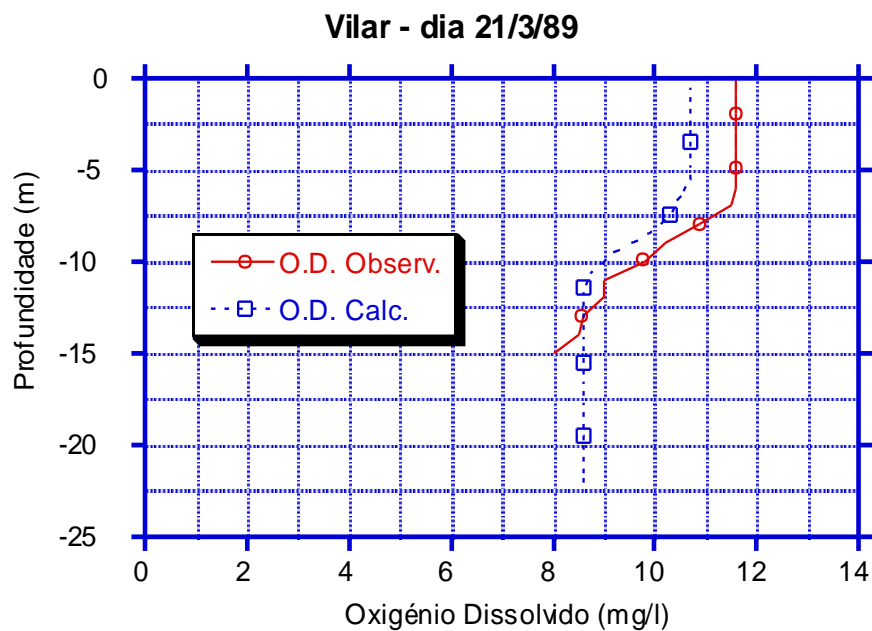


Figura 5.37 - Albufeira de Vilar. Perfis de oxigénio dissolvido observado e calculado no dia 21/3/89.

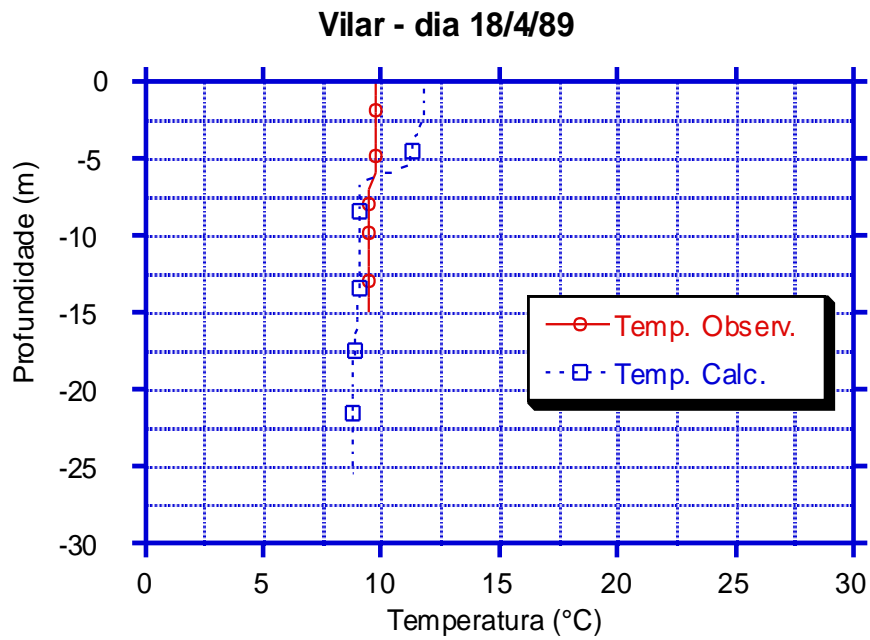


Figura 5.38 - Albufeira de Vilar. Perfis de temperatura observado e calculado no dia 18/4/89.

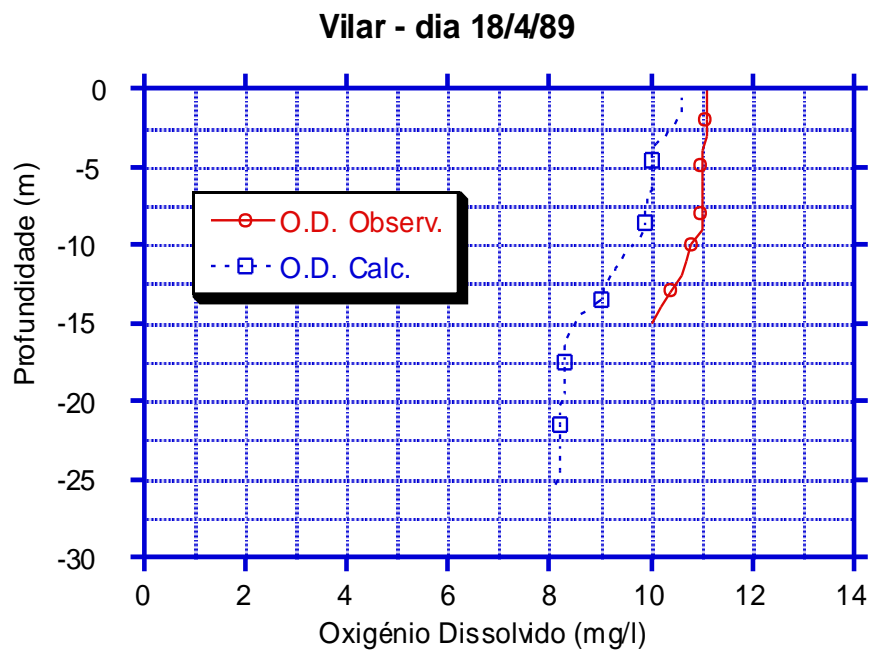


Figura 5.39 - Albufeira de Vilar. Perfis de oxigénio dissolvido observado e calculado no dia 18/4/89.

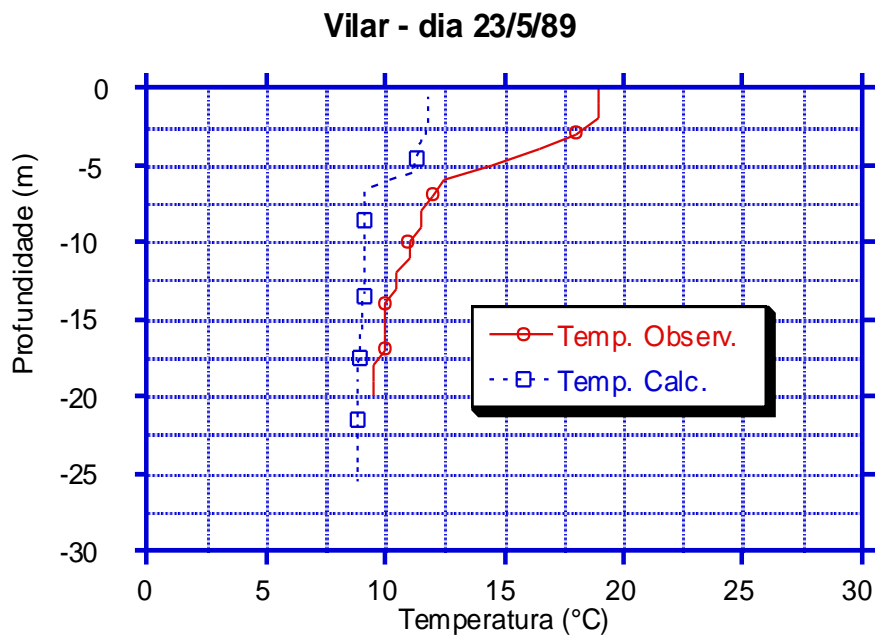


Figura 5.40 - Albufeira de Vilar. Perfis de temperatura observado e calculado no dia 23/5/89.

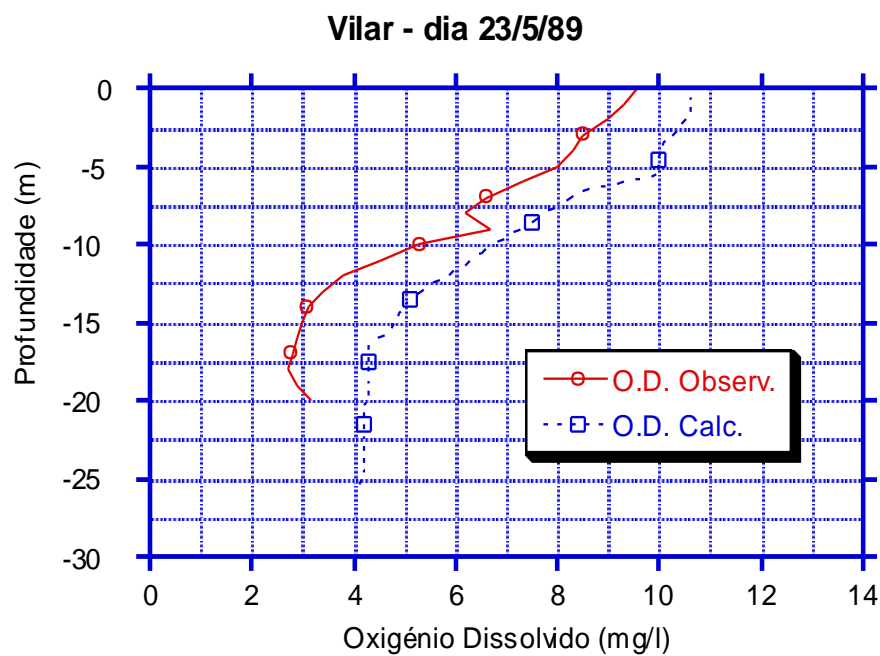


Figura 5.41 - Albufeira de Vilar. Perfis de oxigénio dissolvido observado e calculado no dia 23/5/89.

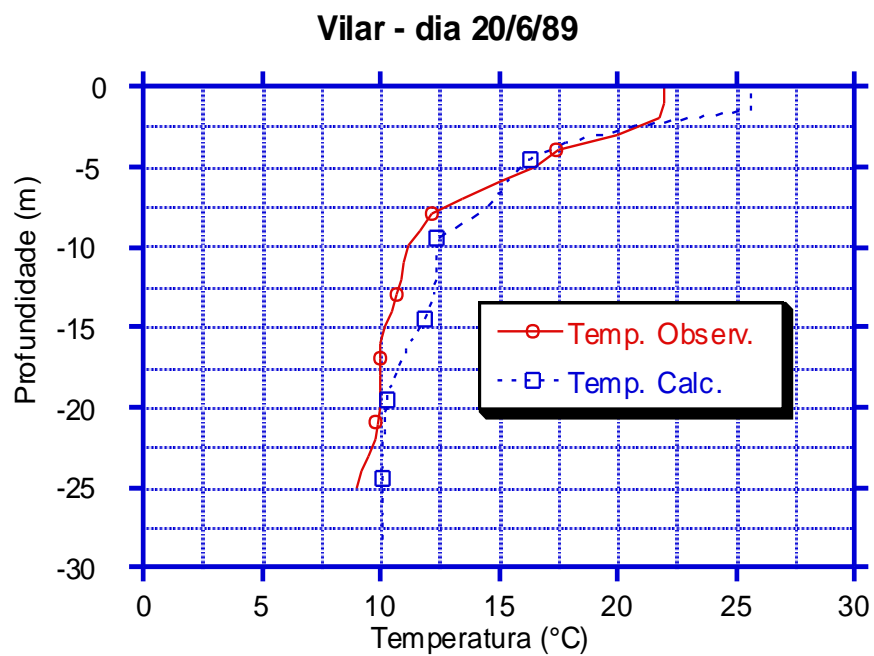


Figura 5.42 - Albufeira de Vilar. Perfis de temperatura observado e calculado no dia 20/6/89.

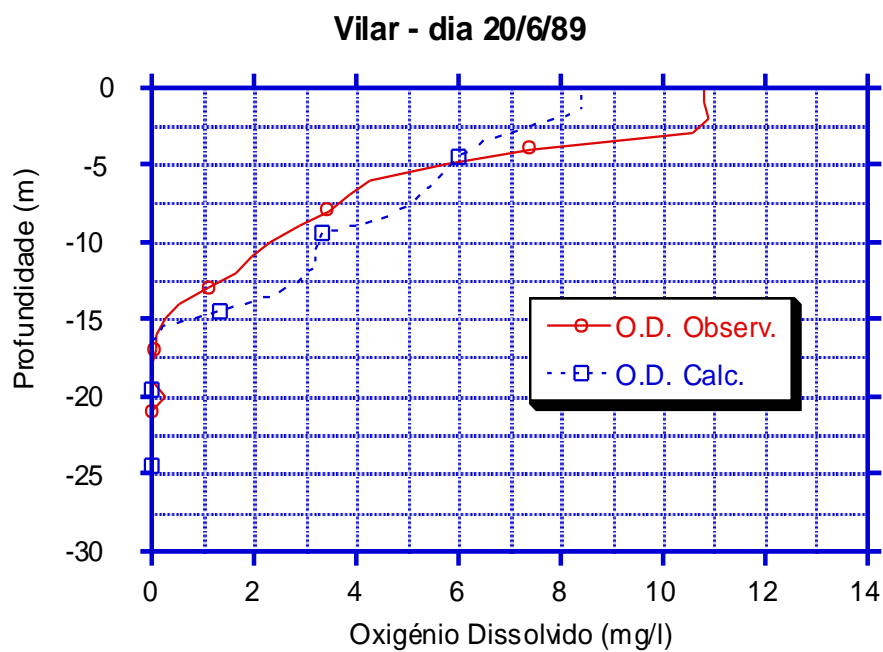


Figura 5.43 - Albufeira de Vilar. Perfis de oxigénio dissolvido observado e calculado no dia 20/6/89.

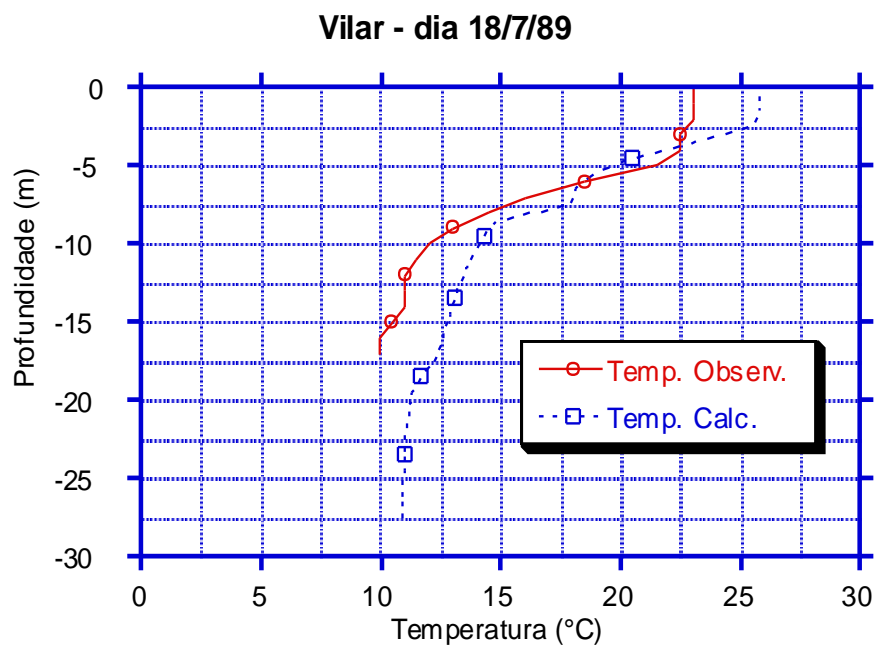


Figura 5.44 - Albufeira de Vilar. Perfis de temperatura observado e calculado no dia 18/7/89.

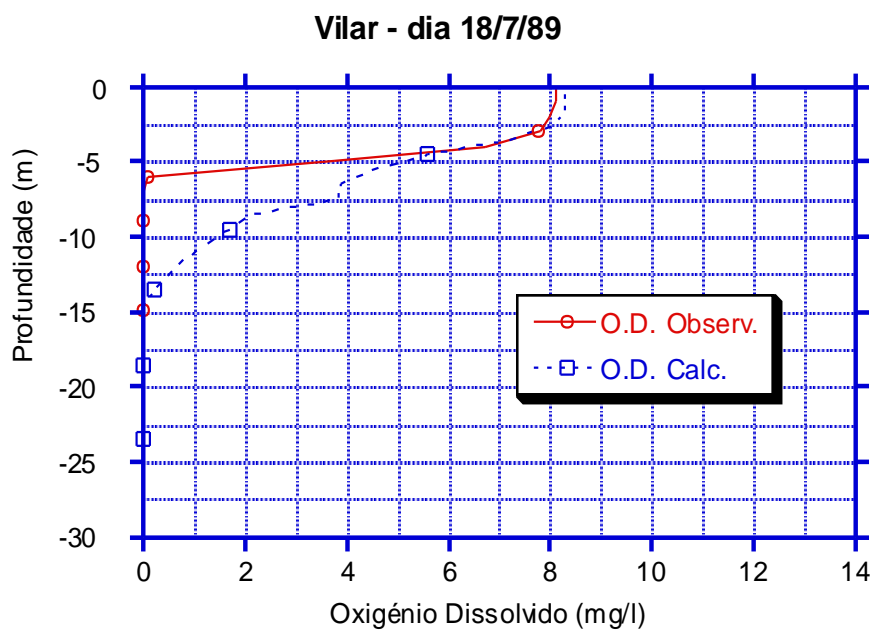


Figura 5.45 - Albufeira de Vilar. Perfis de oxigénio dissolvido observado e calculado no dia 18/7/89.

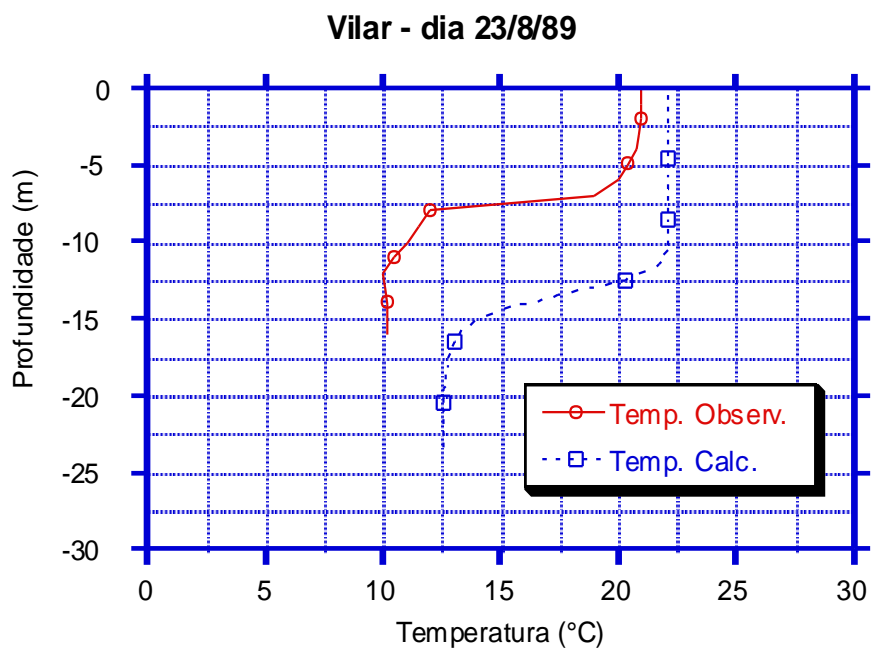


Figura 5.46 - Albufeira de Vilar. Perfis de temperatura observado e calculado no dia 23/8/89.

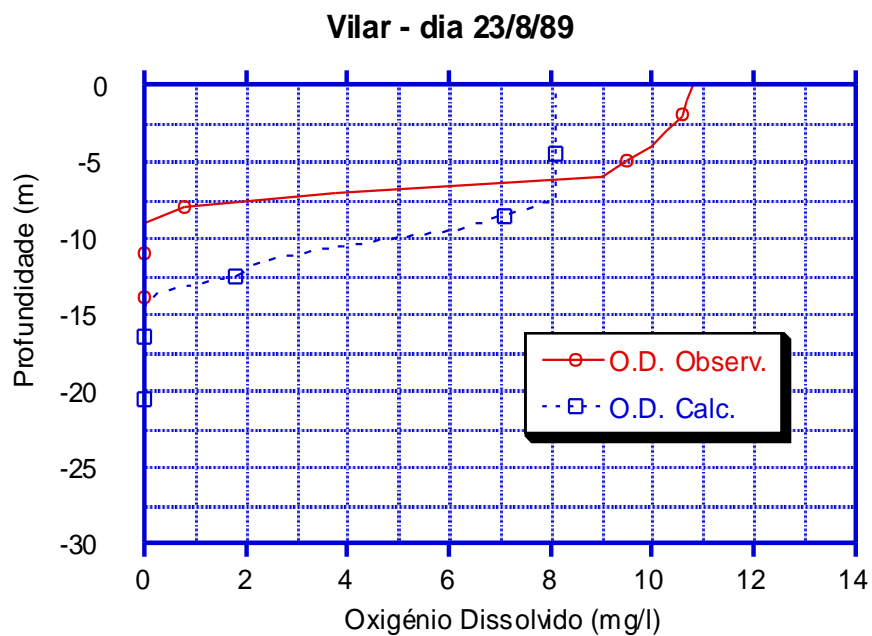


Figura 5.47 - Albufeira de Vilar. Perfis de oxigénio dissolvido observado e calculado no dia 23/8/89.

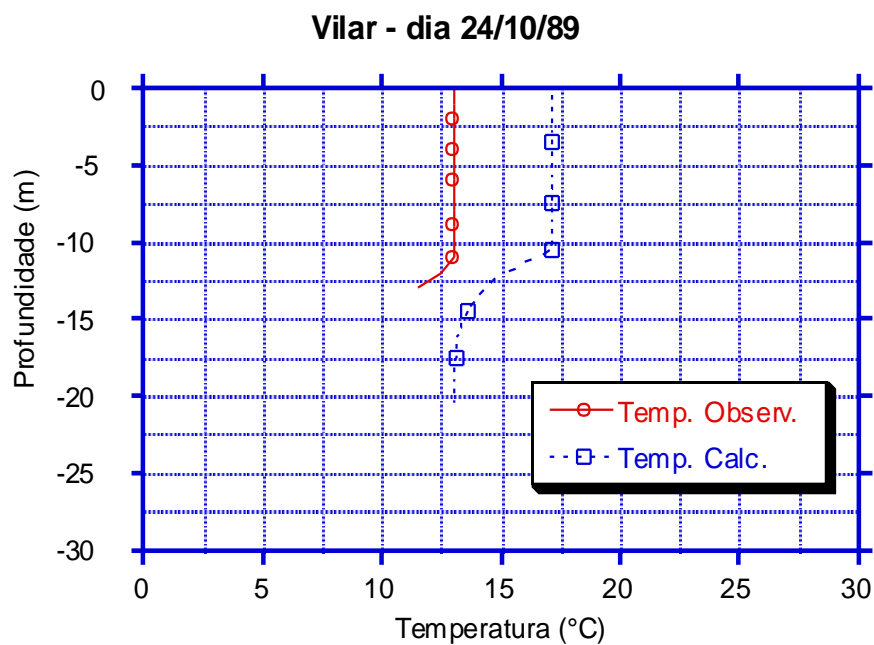


Figura 5.48 - Albufeira de Vilar. Perfis de temperatura observado e calculado no dia 24/10/89.

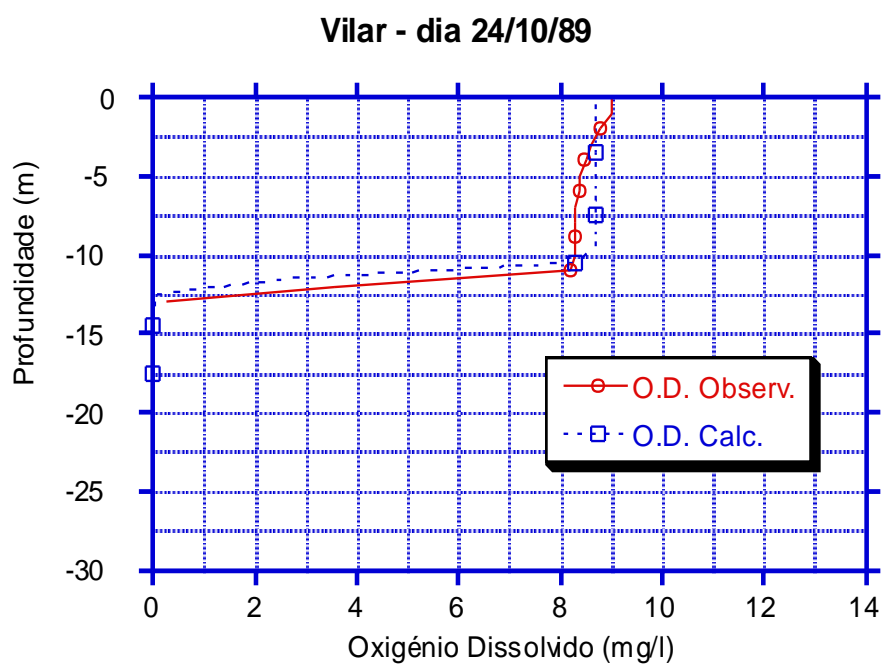


Figura 5.49 - Albufeira de Vilar. Perfis de oxigénio dissolvido observado e calculado no dia 24/10/89.

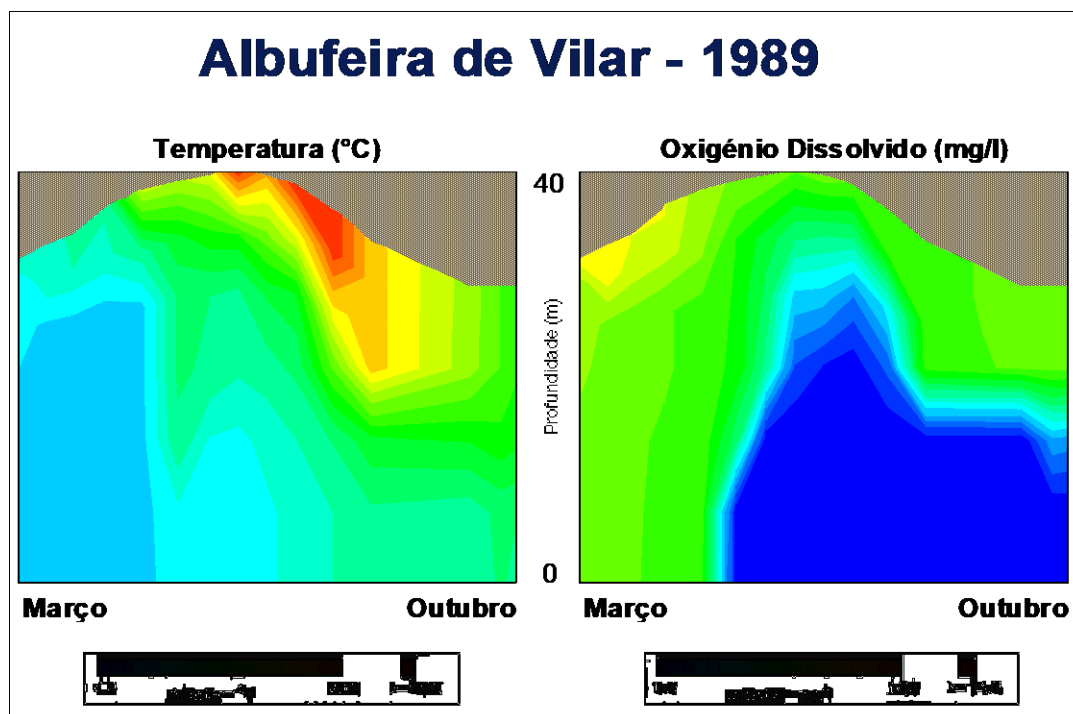


Figura 5.50 - Evolução da temperatura e do oxigénio dissolvido na albufeira de Vilar ao longo do tempo, e em profundidade.

5.4- ALBUFEIRA DO TORRÃO

5.4.1- Localização

A barragem do Torrão situa-se no distrito do Porto, no Rio Tâmega, a 3,5 km a montante da confluência com o Rio Douro. A construção data do ano de 1987. A área da bacia hidrográfica dominada pela barragem é de 3252 km². O aproveitamento destina-se à produção de energia eléctrica e também ao abastecimento de água.

Os níveis de água a jusante da barragem do Torrão são os da albufeira de Crestuma/Lever. Esta circunstância permite que os grupos da central do Torrão possam tanto turbinar, como bombear água para montante durante as horas de menor consumo eléctrico.

A albufeira do Torrão encontra-se compreendida entre as latitudes 41° 06' N e 41° 16' N, e entre as longitudes 8° 05' W e 8° 16' W, e tem a forma que se apresenta na Figura 5.51.

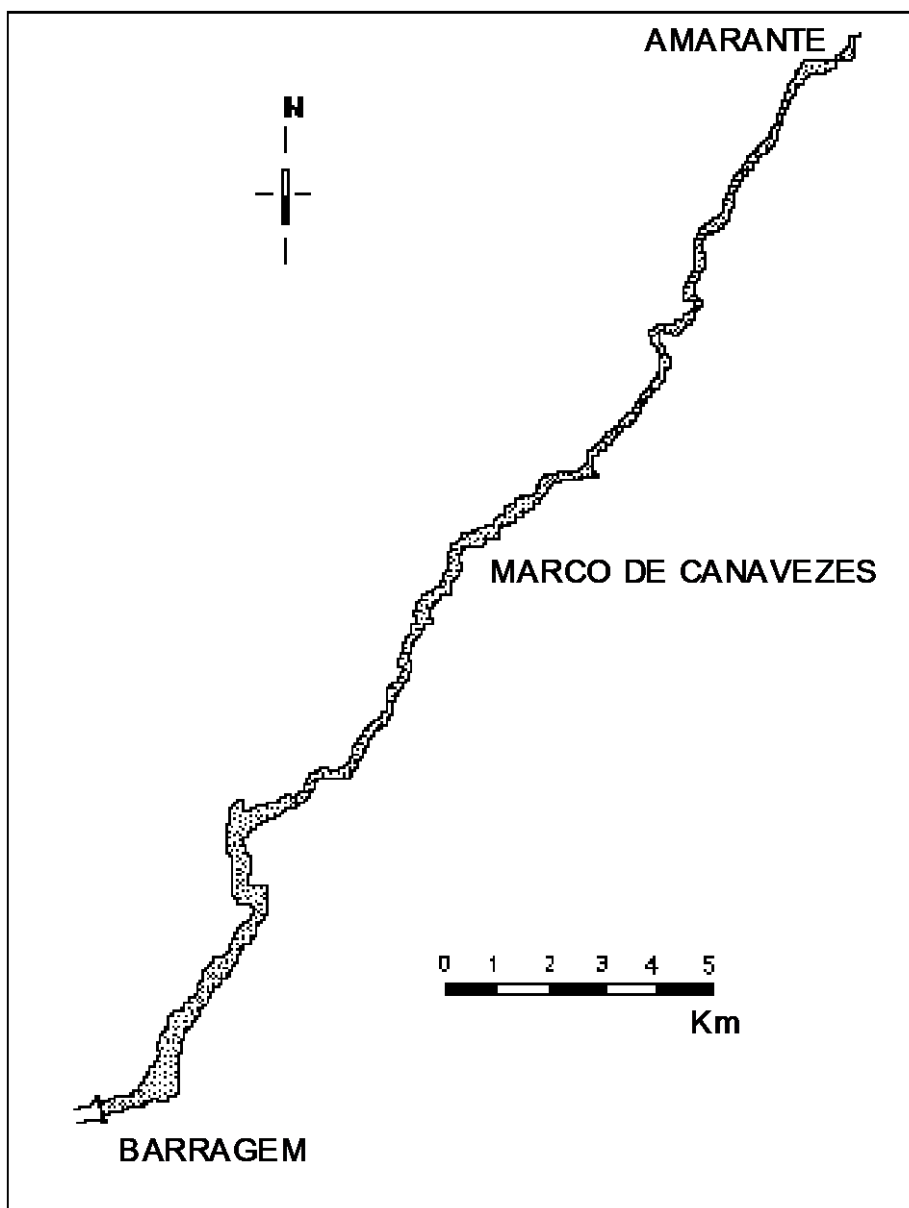


Figura 5.51 - Albufeira do Torrão.

5.4.2- Características físicas

Ao nível de pleno armazenamento, o volume total armazenado na albufeira é de cerca de 124 hm^3 , sendo o volume útil de 77 hm^3 , e a área inundada de $6,5 \text{ km}^2$. A forma da planta da albufeira é filiforme, com um comprimento máximo de cerca de 30 km. As curvas de áreas inundadas e de volumes acumulados da albufeira apresentam-se nas figuras seguintes.

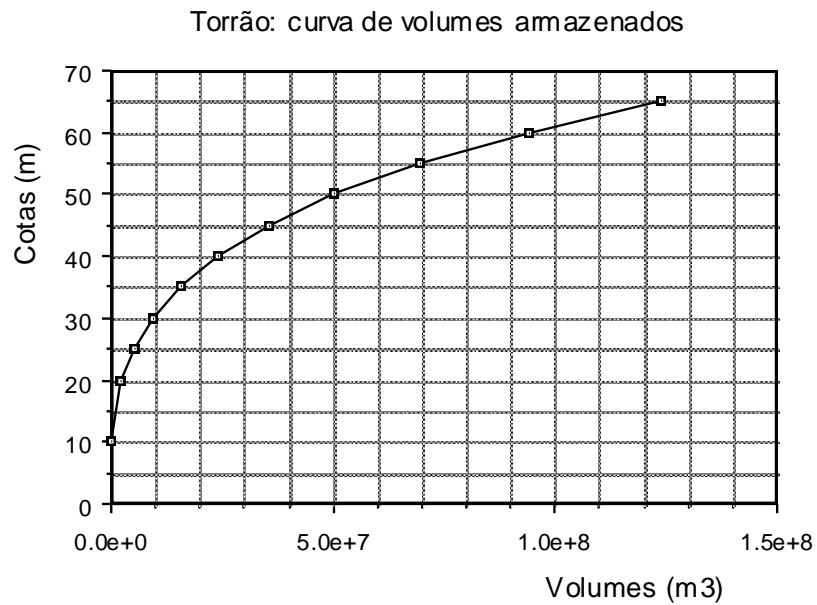


Figura 5.52 - Curva de volumes armazenados na albufera do Torrão.

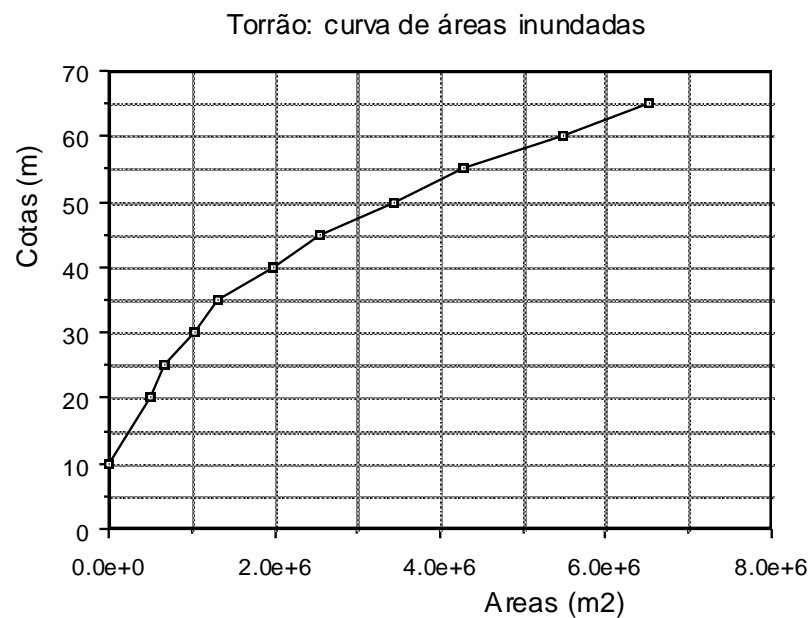


Figura 5.53 - Curva de áreas inundadas na albufera do Torrão.

Os níveis característicos da albufera são os seguintes:

- nível de pleno armazenamento (NPA): 65,00 m;

(No entanto, e desde a construção da barragem, não se tem ultrapassado a cota de 62,00 m devido a um contencioso com o município de Amarante);

- nível de máxima cheia (NMC): 65,00 m;
- nível mínimo de exploração (NmE): 49,00 m.

5.4.3- Características meteorológicas

A estação meteorológica mais próxima da albufeira do Torrão que dispõe de registos completos e recentes, é a estação do Porto - Serra do Pilar. Apesar de algo afastada do local em estudo, os valores registados nesta estação constituem contudo a melhor estimativa para os valores dos parâmetros meteorológicos no Torrão.

Nas figuras seguintes apresentam-se os valores médios de algumas das características meteorológicas mais relevantes: temperatura, velocidade do vento, e nebulosidade.

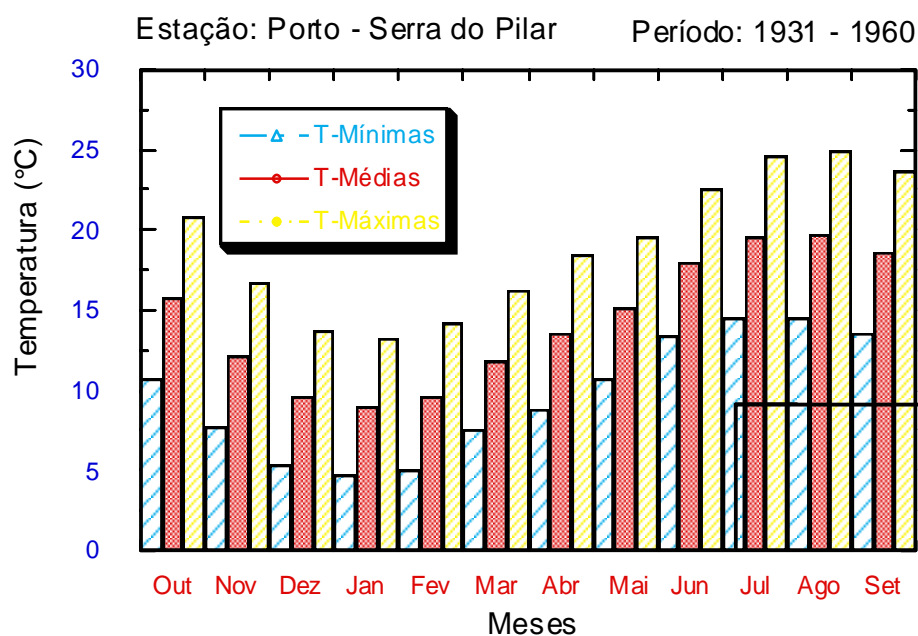


Figura 5.54 - Valores médios mensais da temperatura do ar na estação meteorológica do Porto (Serra do Pilar).

Os valores indicados foram ainda extraídos das Normais Climatológicas do Continente, Açores e Madeira correspondentes a 1931 - 1960, publicadas pelo ex - Serviço Meteorológico Nacional (SMN 1970).

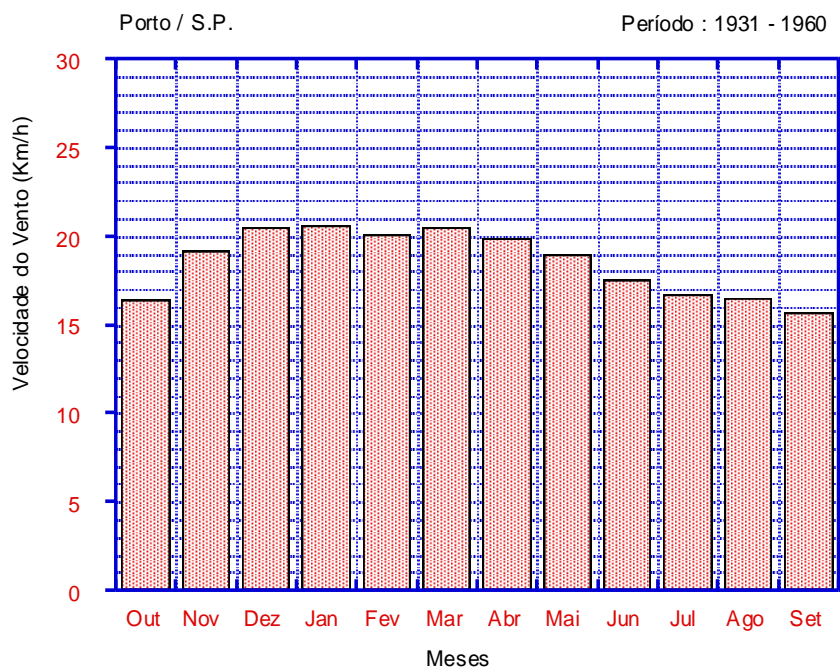


Figura 5.55 - Valores médios mensais da velocidade do vento na estação meteorológica do Porto (Serra do Pilar).

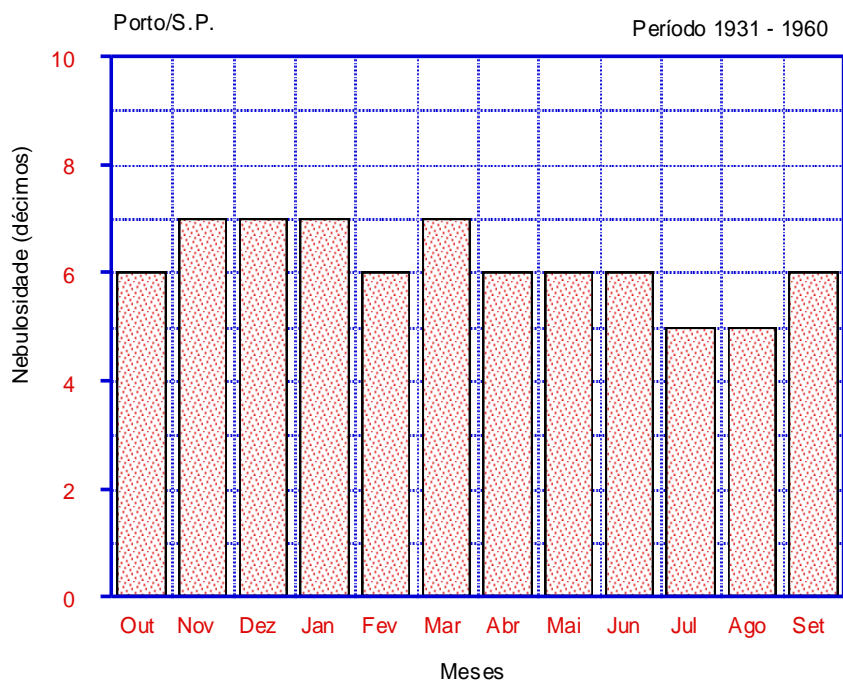


Figura 5.56 - Valores médios mensais da nebulosidade (em décimos) na estação do Porto (Serra do Pilar).

5.4.4- Características hidrológicas

Os valores do caudal médio anual afluyente à albufeira nos anos hidrológicos de 1976/77 a 1986/87 são os que se apresentam na Figura 5.57, com um valor médio neste período igual a 72,83 m³/s. Tendo em atenção o valor do caudal médio anual e a capacidade útil da albufeira, o tempo de residência médio é de cerca de duas semanas (12,2 dias), pelo que se trata de um aproveitamento com características próximas das de um fio - de -água.

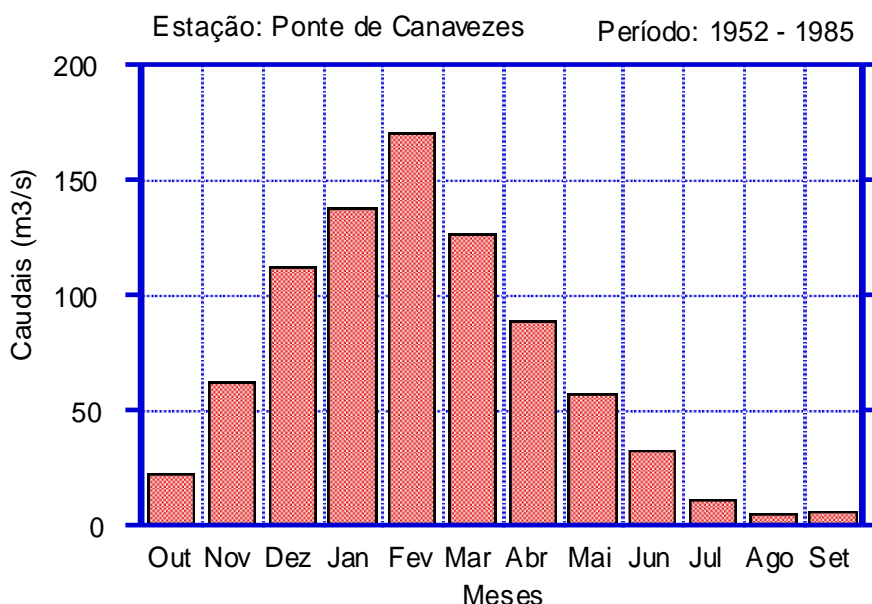


Figura 5.57 - Valores dos caudais médios mensais afluentes à albufeira do Torrão, registados na Ponte de Canavezes (antiga).

5.4.5- Descrição sumária do problema

A albufeira do Torrão é bastante recente (1987), tendo-se na altura da sua construção alterado a tomada de água no Rio Tâmega para o abastecimento de Marco de Canaveses por forma a ter em atenção as futuras condições resultantes da criação de um plano de água bastante mais elevado. Esta captação consiste basicamente num sistema de drenos sob o aluvião do rio, que conduzem a água para um poço de bombeamento de onde se faz então a adução.

Na época de estiagem que se seguiu ao enchimento da albufeira (Verão de 1988) surgiu um elevado teor de ferro na água de abastecimento (valores máximos de cerca de 20 mg/l). A razão para este facto deve-se à composição geológica dos terrenos submersos pela albufeira e às condições de anoxia que foram criadas no epilímnio com a estratificação térmica da albufeira na época de estiagem.

Na ausência de oxigénio, criaram-se as condições para que o ferro dos sedimentos passasse, por redução, à forma solúvel (Fe²⁺), entrando pois dissolvido na água de abastecimento. Com o final da época de estratificação térmica acabam também as condições anóxicas, pelo que o ferro volta, por oxidação, à forma insolúvel (Fe³⁺). O número de Froude densimétrico, para os valores característicos da albufeira, tem um valor igual a 0,054 o que, de acordo com ORLOB 1983, é representativo de albufeiras muito bem estratificadas ($Fr \ll 1/\pi$), para as quais os modelos

unidimensionais são mais adequados. Entendeu-se pois que a utilização do modelo WQRRSR à albufeira do Torrão reuniria as condições para ser adequada.

5.4.6- Dados de base

Para a albufeira do Torrão dispunha-se de um conjunto de dados de qualidade da água correspondentes a campanhas que foram levadas a cabo pela Electricidade de Portugal desde Setembro de 1988 até finais de 1990. A periodicidade destas campanhas é aproximadamente mensal.

Nestas campanhas foram executados perfis em dois locais, sendo um junto à barragem, e o outro próximo da antiga ponte de Marco de Canaveses. Para além da temperatura e do oxigénio dissolvido, que foram sempre medidos, em algumas das campanhas avaliaram-se também as características abióticas e bióticas do meio hídrico.

Desde Março de 1991 que o Departamento de Ciências e Engenharia do Ambiente da Universidade Nova de Lisboa, no âmbito do Projecto Nato-Po-Rivers, tem vindo a realizar campanhas de obtenção de dados na albufeira do Torrão. Estas campanhas têm tido uma periodicidade aproximadamente mensal, e incidem em dois locais da albufeira: junto à barragem, e na ponte de Marco de Canaveses.

Os valores medidos são a temperatura, o oxigénio dissolvido, o pH, a condutividade eléctrica, o ferro, o manganês, e os sólidos dissolvidos totais. No entanto, a aplicação do modelo aguarda ainda a obtenção dos dados meteorológicos e dos escoamentos relativos àquele período.

A calibração do modelo incidiu nos anos de 1989 e 1990, por serem os que incluíam um maior período de amostragem. Como as condições iniciais do modelo devem, na medida do possível, corresponder a uma época de homogeneização das características de qualidade da água, escolheu-se o início de Março para começo do período de simulação. A comparação dos valores de certos parâmetros com os que foram medidos em igual época mas em anos diferentes, permitiu uma melhor estimativa das condições iniciais da albufeira.

Quanto às condições de fronteira de montante, não se dispunha de quaisquer dados, para além dos valores médios diários das afluições. Quanto aos escoamentos, para além das afluições (incluindo os caudais de montante e os bombeados por jusante), dispunha-se dos valores de caudais médios diários lançados (turbinados e descarregados), fornecidos pela EDP.

Disponha-se também dos valores diários das cotas da superfície livre da albufeira.

Estes dados, em conjunto com as curvas de áreas inundadas e de volumes acumulados, permitiu uma boa representação da variação dos níveis da albufeira ao longo do tempo.

Relativamente aos dados meteorológicos, teve de se recorrer à estação do Porto (Serra do Pilar), a mais próxima da albufeira com dados necessários ao modelo, mas localizada numa zona com características um tanto distintas face à sua maior proximidade do litoral. Para além disso, alguns dos parâmetros disponíveis diziam respeito a valores médios diários, o que pode por vezes constituir em si uma aproximação grosseira, como por exemplo no caso da nebulosidade ou da velocidade do vento.

5.4.7- Aplicação do modelo WQRRSR

Os resultados da aplicação do modelo à albufeira do Torrão são apresentados de seguida, sendo os valores observados relativos a um local próximo do paredão da barragem. O processo de calibração foi também moroso, face, por um lado, à enorme

quantidade de coeficientes empíricos envolvidos nas equações que descrevem o comportamento dos constituintes, e por outro ao desconhecimento de valores locais tanto de parâmetros meteorológicos como de qualidade da água dos caudais afluentes. Convém referir, contudo, que o modelo não inclui o ferro dos sedimentos do fundo como um constituinte de simulação, pelo que o comportamento deste metal nas suas interações com o meio hídrico envolvente não é representado na modelação. O efeito do bombeamento da água de jusante para o interior da albufeira é também tido em conta só em termos de afluências úteis.

Os resultados da aplicação do modelo ao período de simulação referido podem considerar-se satisfatórios na medida em que a evolução temporal e espacial dos principais parâmetros de qualidade da água calculados acompanham o andamento qualitativo dos observados, obtendo-se mesmo na época de maior estratificação um bom ajustamento. As limitações do próprio modelo e, principalmente, a falta de mais e melhores dados de entrada para o modelo, inviabilizam neste caso a obtenção de um conjunto de resultados mais próximo dos valores observados.

Outra razão possível para algumas diferenças que se verificam entre valores observados e calculados prende-se com o facto de, por vezes, os grupos da barragem estar a bombear para o interior da albufeira. Nestas circunstâncias, é natural que haja uma perturbação temporária das condições da albufeira, e em especial na vizinhança da barragem. Este efeito não foi contudo tido em conta no modelo, até porque não se dispunha de dados que permitissem a sua incorporação.

Neste caso da albufeira do Torrão, em que o problema residia na qualidade da água nas captações, a técnica de tomada selectiva parece a mais adequada por forma a se obter a melhor qualidade possível em todas as épocas do ano (procedimento recomendado aliás, posteriormente, pela EDP). Claro que um controlo sobre a quantidade de poluentes afluentes à albufeira deverá ser sempre devidamente posto em prática.

No entanto, o conhecimento prévio da composição dos sedimentos do rio, assim como uma eficiente limpeza da zona inundada antes do primeiro enchimento, poderia ter conduzido à adopção de medidas alternativas que minimizassem os problemas de qualidade da água.

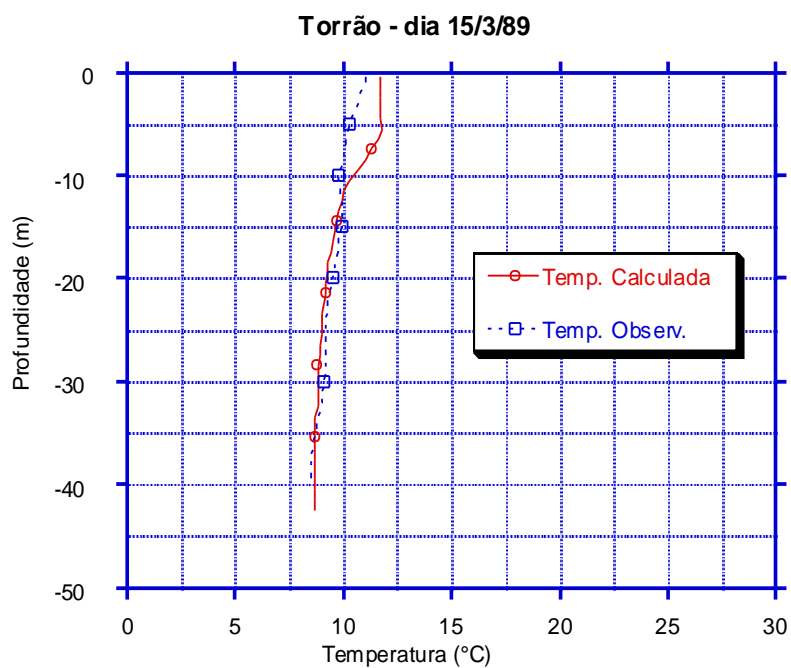


Figura 5.58 - Albufeira do Torrão. Perfis de temperatura observado e calculado no dia 15/3/89.

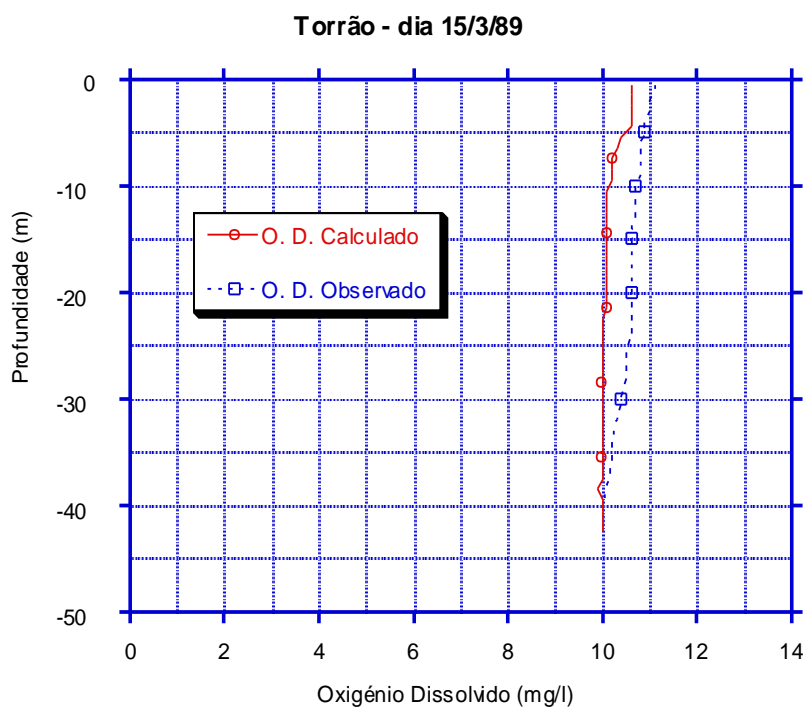


Figura 5.59 - Albufeira do Torrão. Perfis de oxigénio dissolvido observado e calculado no dia 15/3/89.

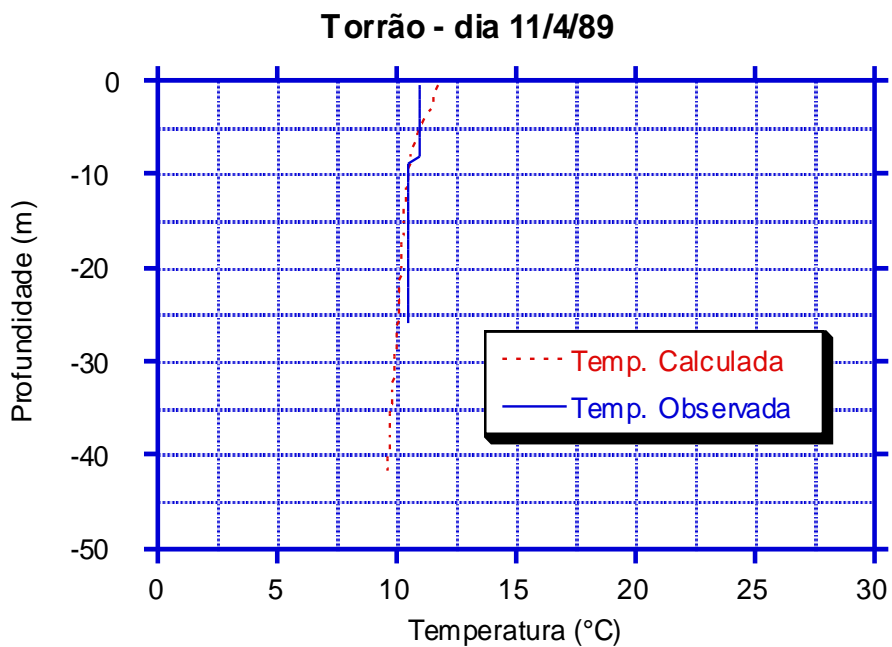


Figura 5.60 - Albufeira do Torrão. Perfis de temperatura observado e calculado no dia 11/4/89.

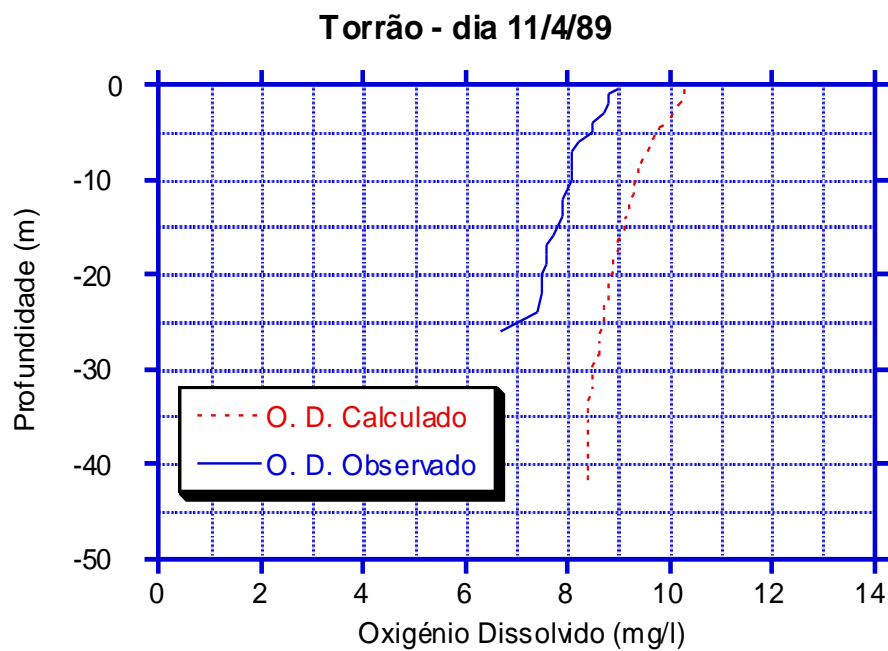


Figura 5.61 - Albufeira do Torrão. Perfis de oxigénio dissolvido observado e calculado no dia 11/4/89.

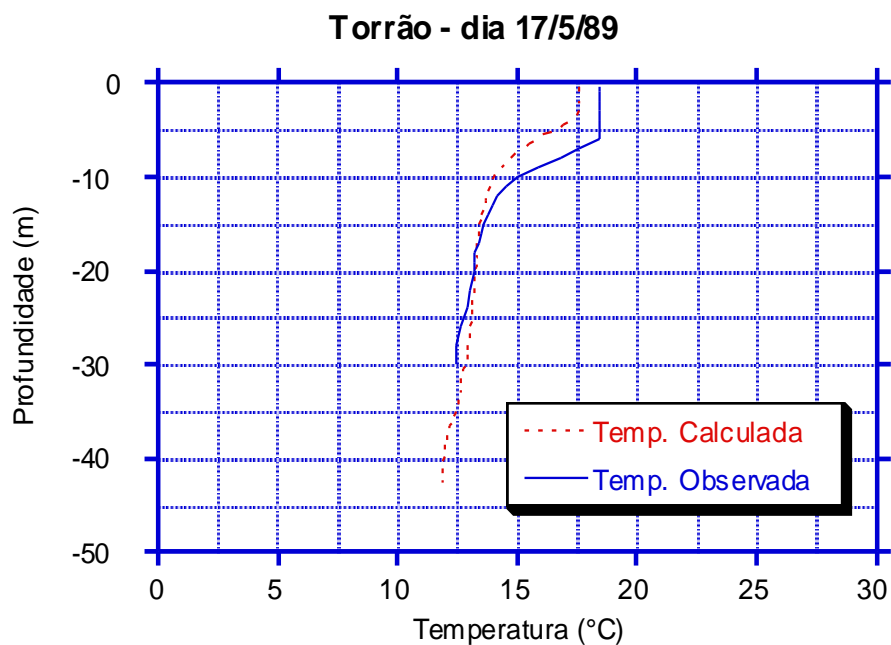


Figura 5.62 - Albufeira do Torrão. Perfis de temperatura observado e calculado no dia 17/5/89.

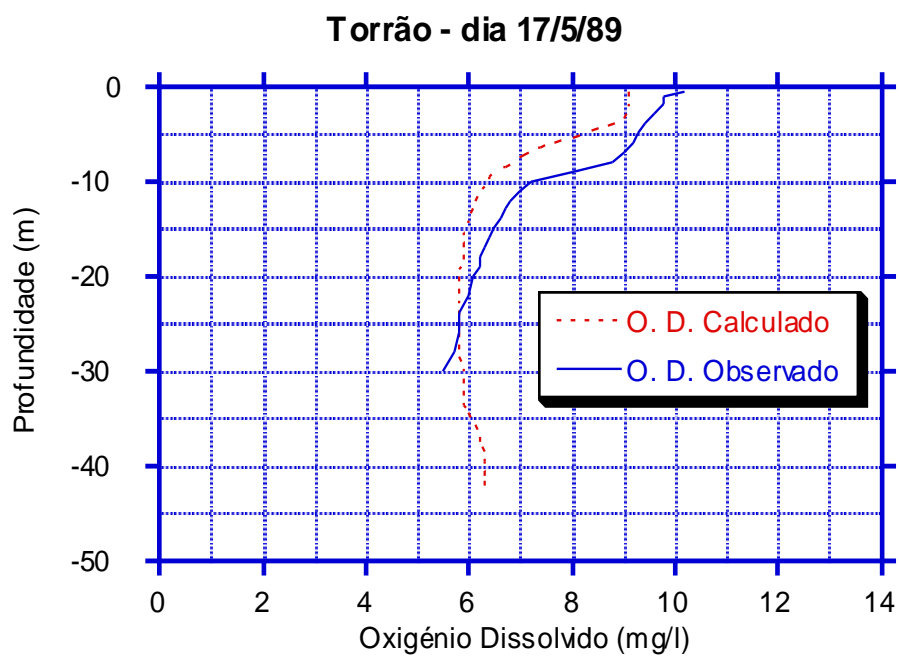


Figura 5.63 - Albufeira do Torrão. Perfis de oxigénio dissolvido observado e calculado no dia 17/5/89.

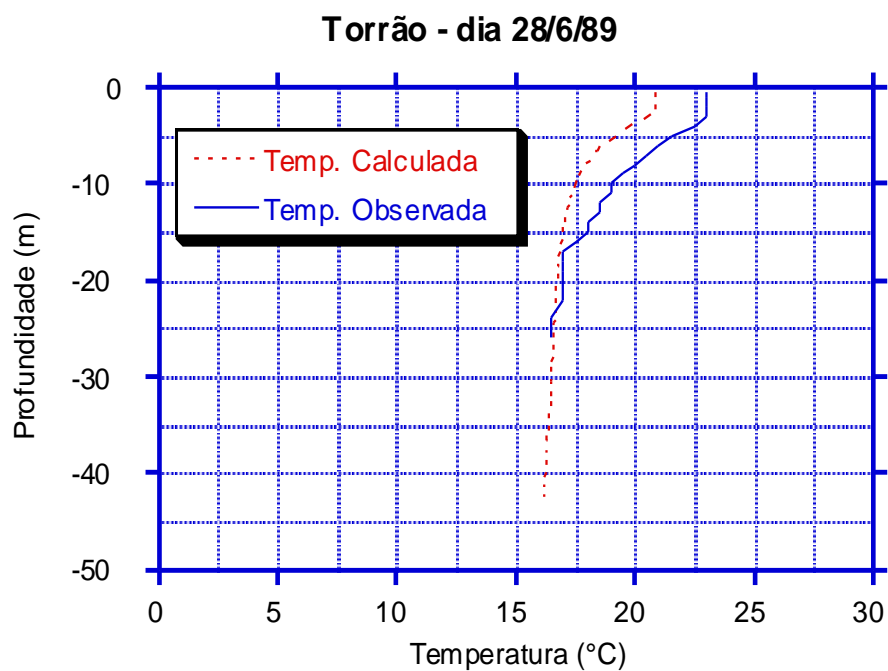


Figura 5.64 - Albufeira do Torrão. Perfis de temperatura observado e calculado no dia 28/6/89.

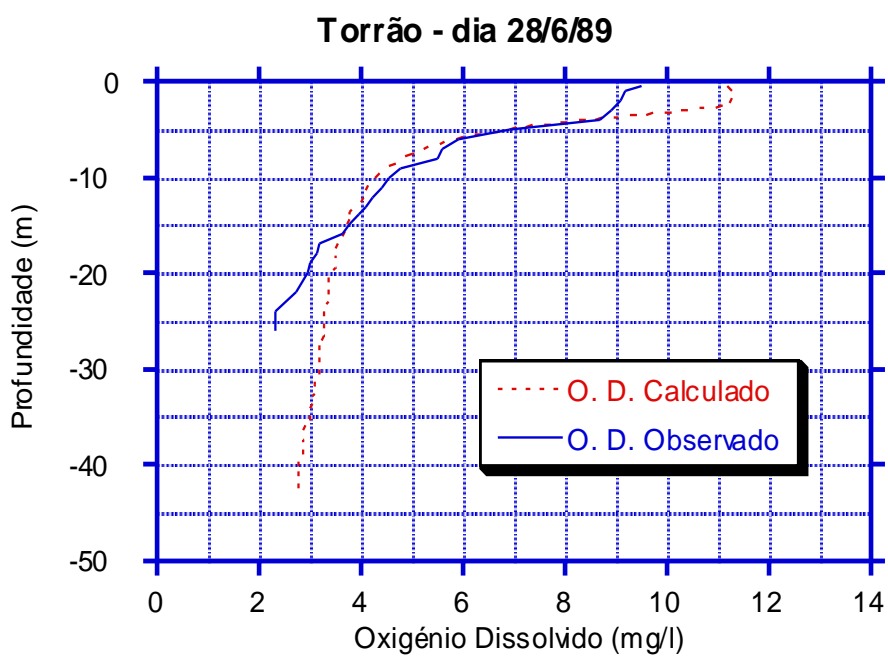


Figura 5.65 - Albufeira do Torrão. Perfis de oxigénio dissolvido observado e calculado no dia 28/6/89.

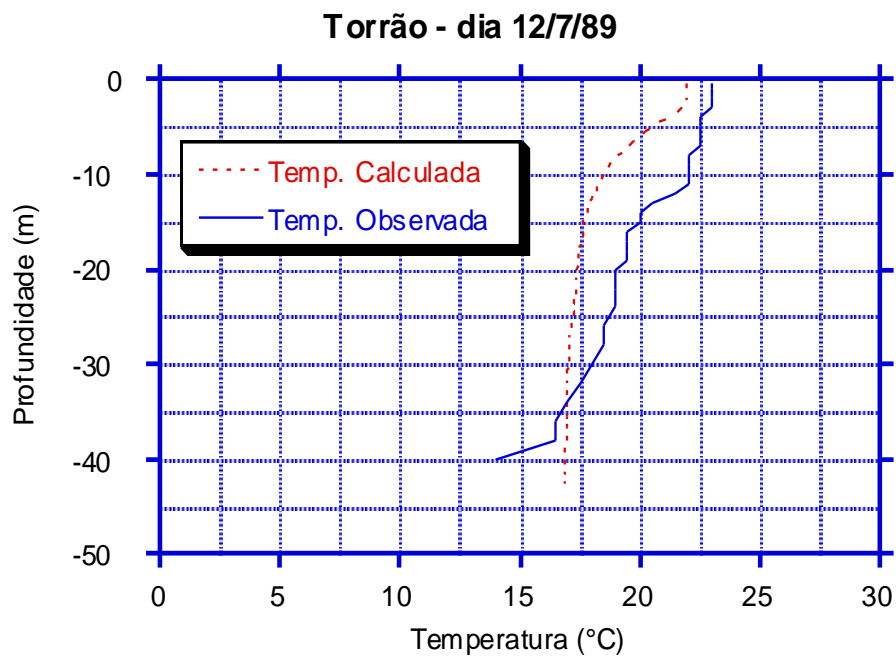


Figura 5.66 - Albufeira do Torrão. Perfis de temperatura observado e calculado no dia 12/7/89.

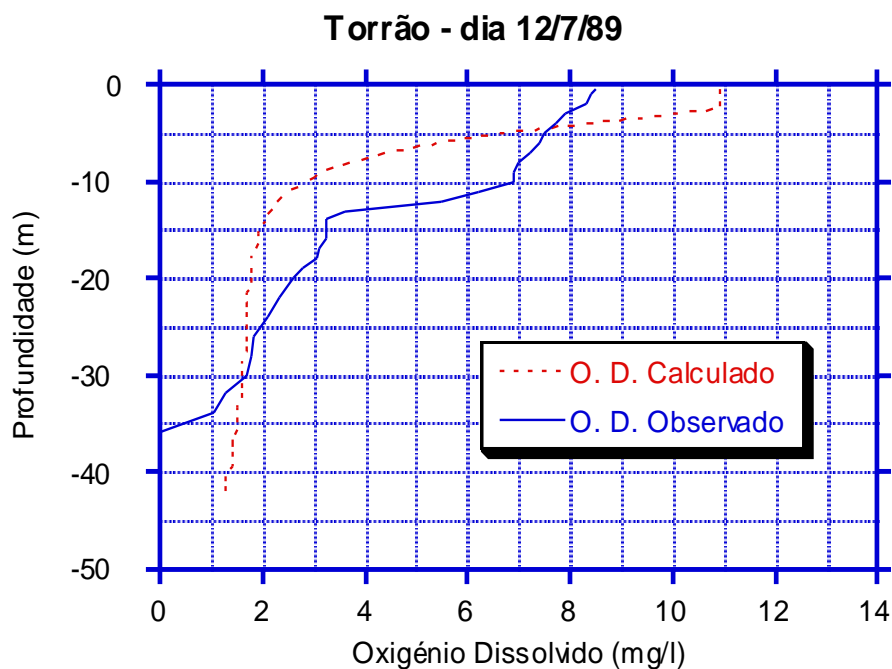


Figura 5.67 - Albufeira do Torrão. Perfis de oxigénio dissolvido observado e calculado no dia 12/7/89.

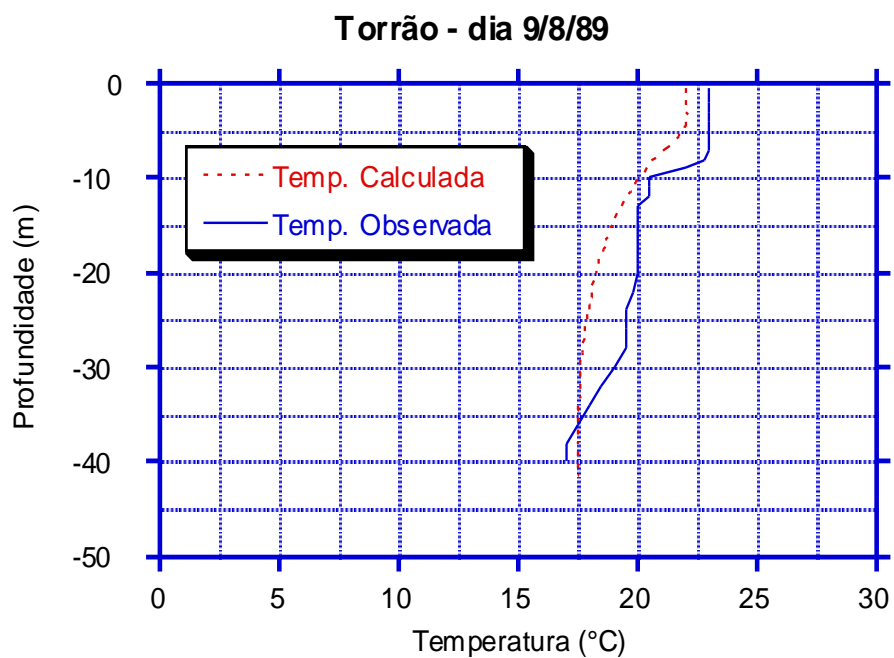


Figura 5.68 - Albufeira do Torrão. Perfis de temperatura observado e calculado no dia 9/8/89.

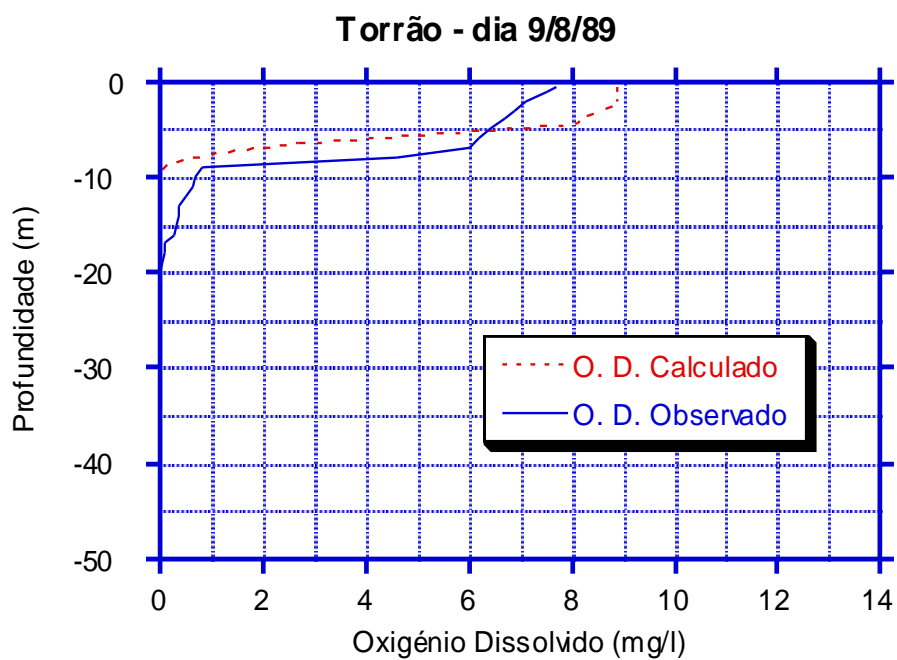


Figura 5.69 - Albufeira do Torrão. Perfis de oxigénio dissolvido observado e calculado no dia 9/8/89.

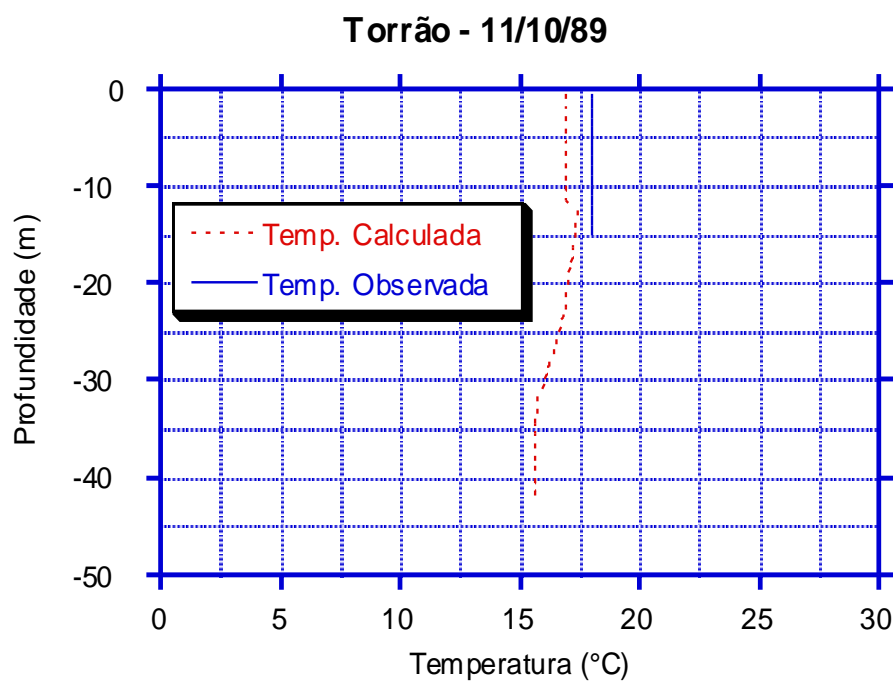


Figura 5.70 - Albufeira do Torrão. Perfis de temperatura observado e calculado no dia 11/10/89.

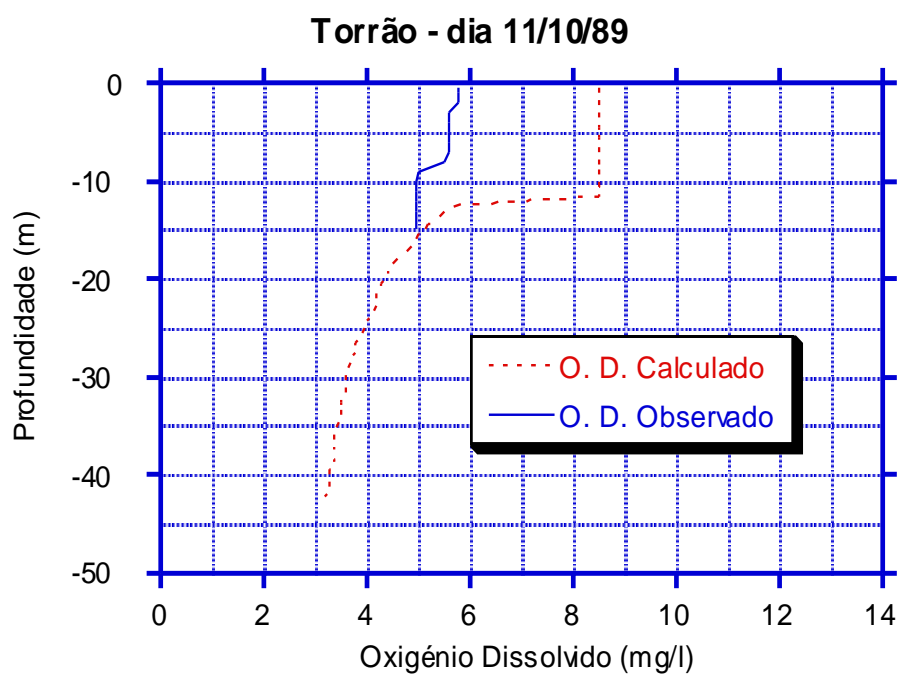


Figura 5.71 - Albufeira do Torrão. Perfis de oxigénio dissolvido observado e calculado no dia 11/10/89.

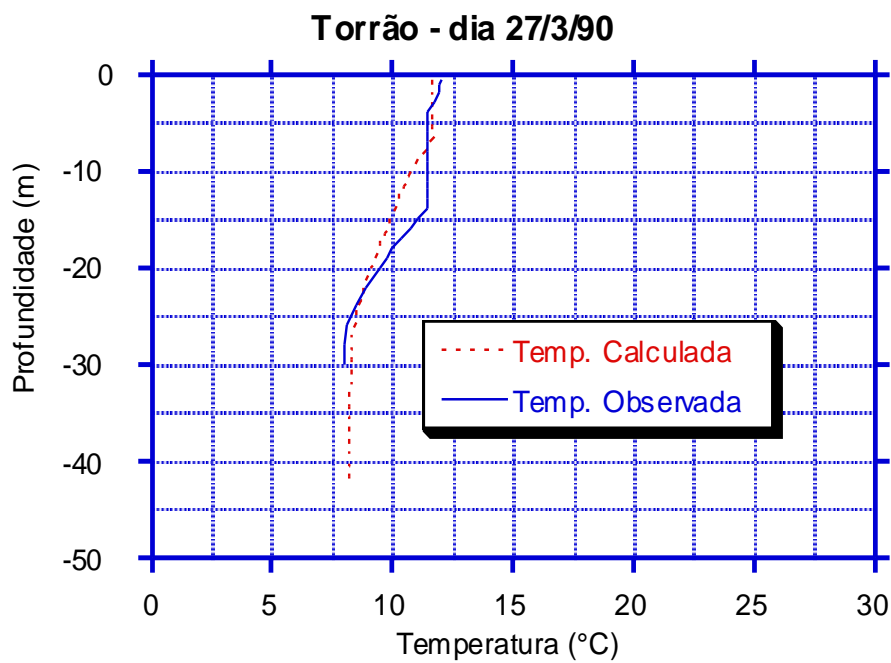


Figura 5.72 - Albufeira do Torrão. Perfis de temperatura observado e calculado no dia 27/3/90.

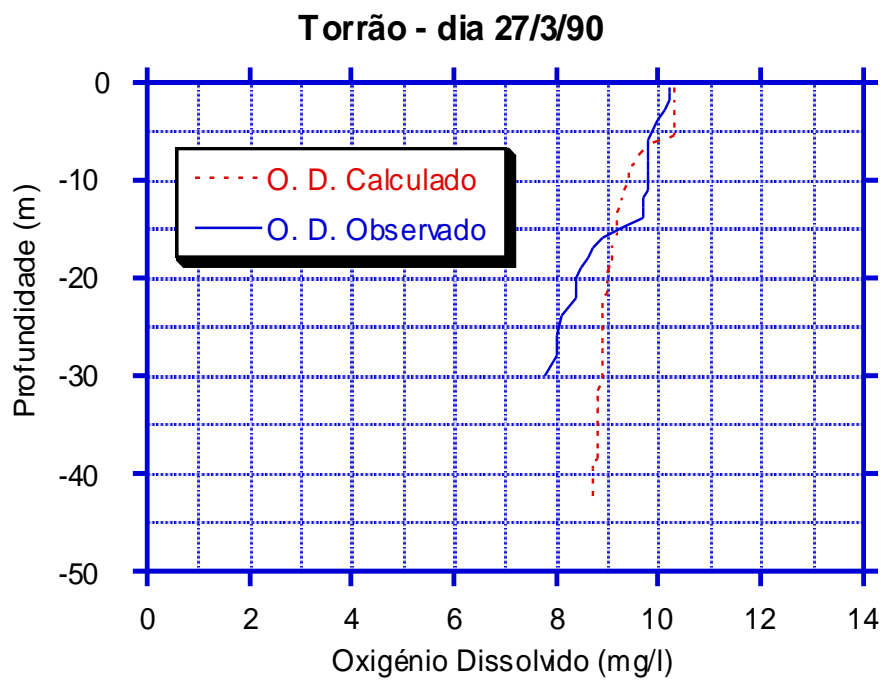


Figura 5.73 - Albufeira do Torrão. Perfis de oxigénio dissolvido observado e calculado no dia 27/3/90.

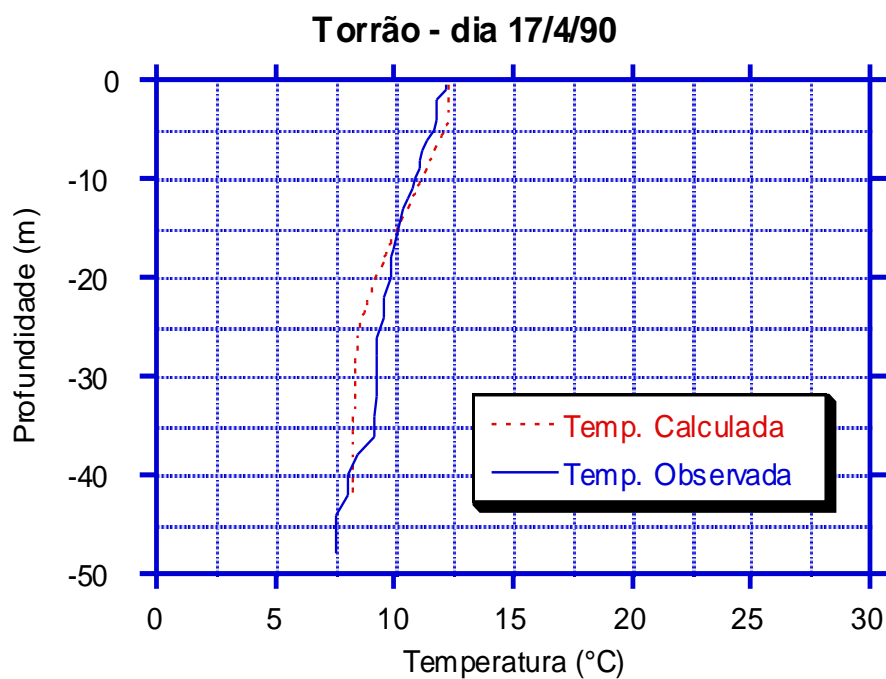


Figura 5.74 - Albufeira do Torrão. Perfis de temperatura observado e calculado no dia 17/4/90.

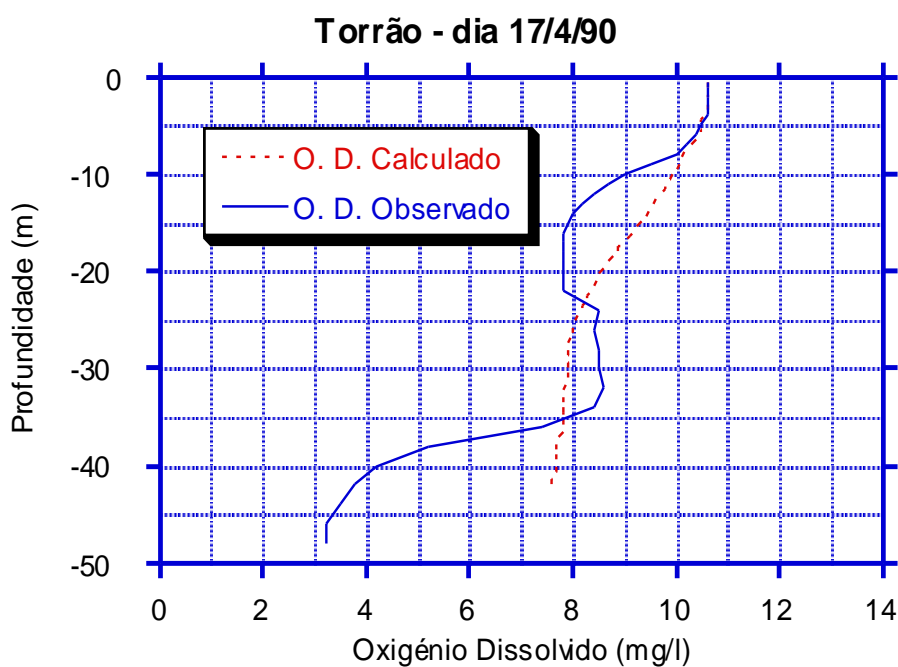


Figura 5.75 - Albufeira do Torrão. Perfis de oxigénio dissolvido observado e calculado no dia 17/4/90.

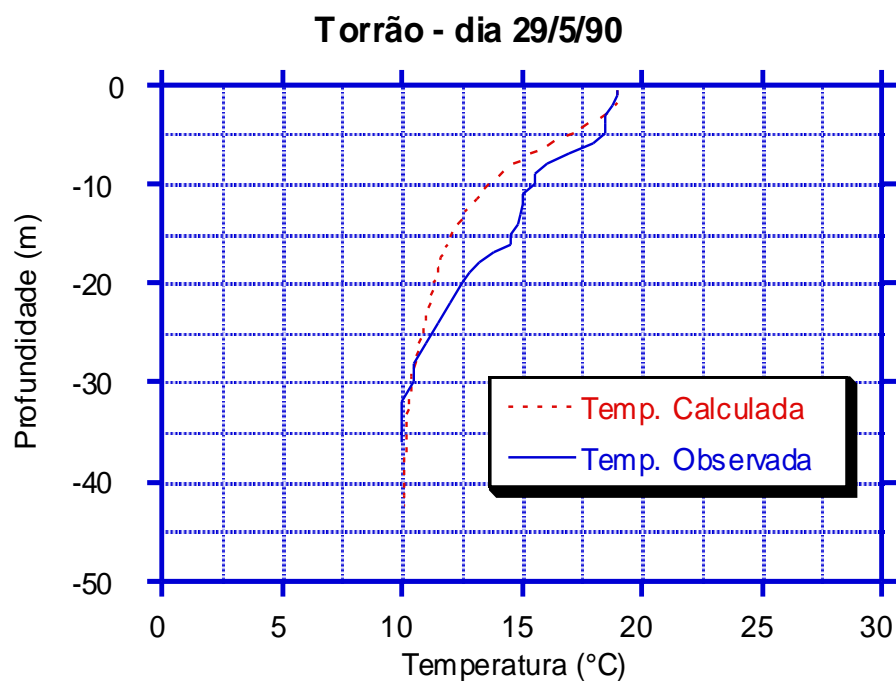


Figura 5.76 - Albufeira do Torrão. Perfis de temperatura observado e calculado no dia 29/5/90.

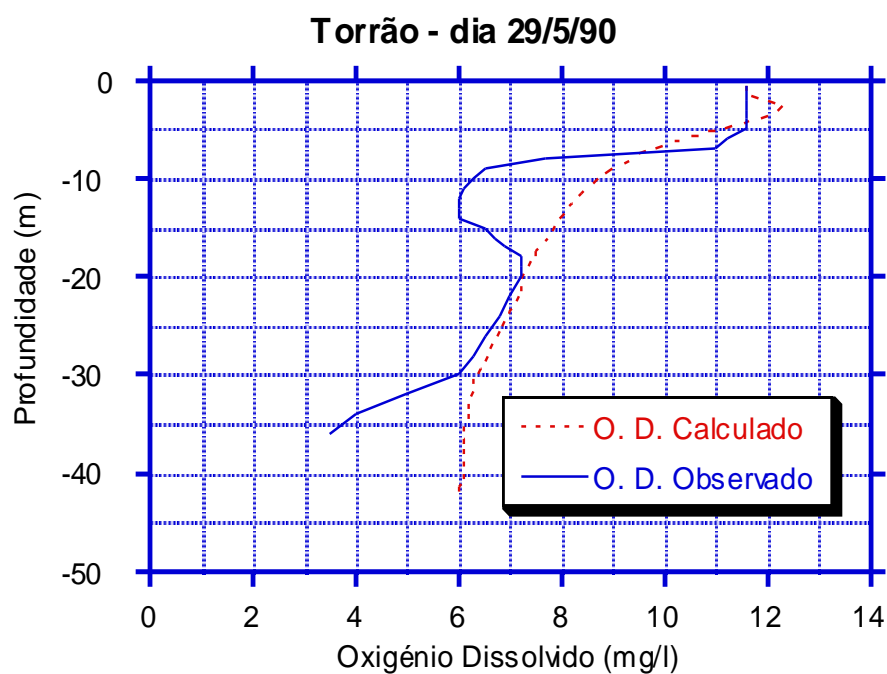


Figura 5.77 - Albufeira do Torrão. Perfis de oxigénio dissolvido observado e calculado no dia 29/5/90.

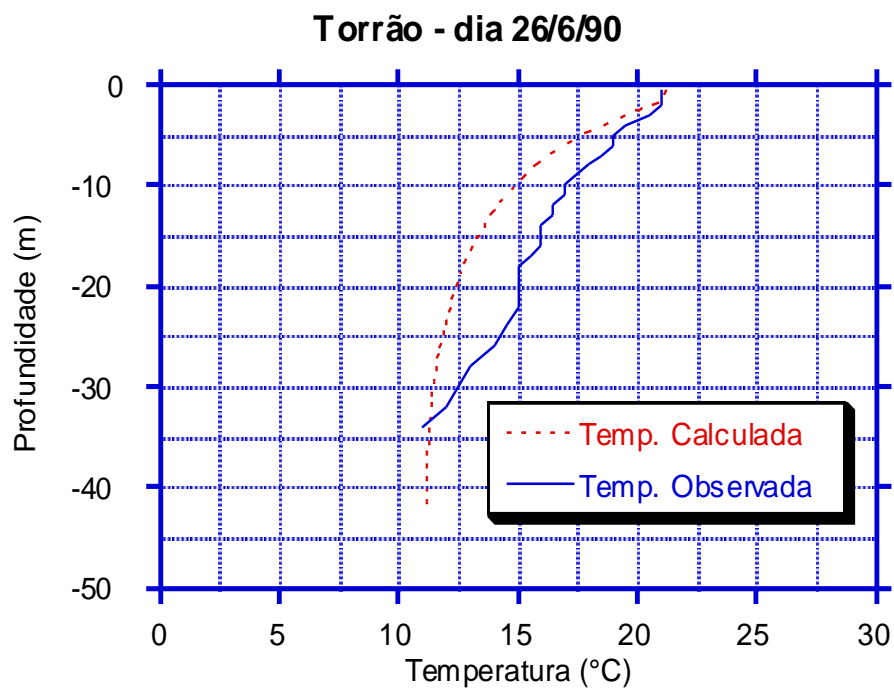


Figura 5.78 - Albufeira do Torrão. Perfis de temperatura observado e calculado no dia 26/6/90.

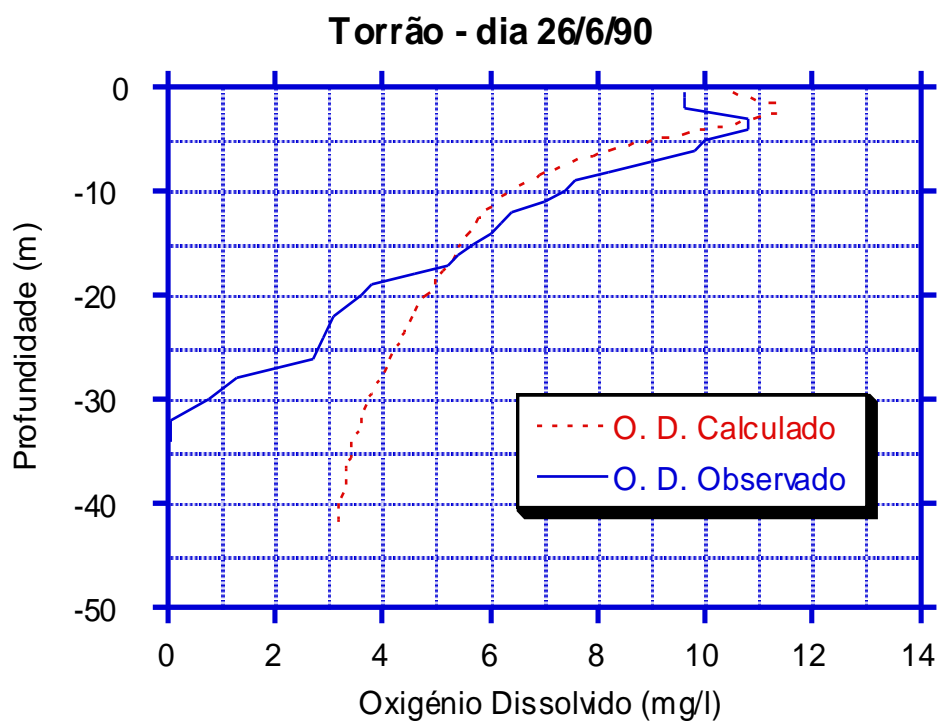


Figura 5.79 - Albufeira do Torrão. Perfis de oxigénio dissolvido observado e calculado no dia 26/6/90.

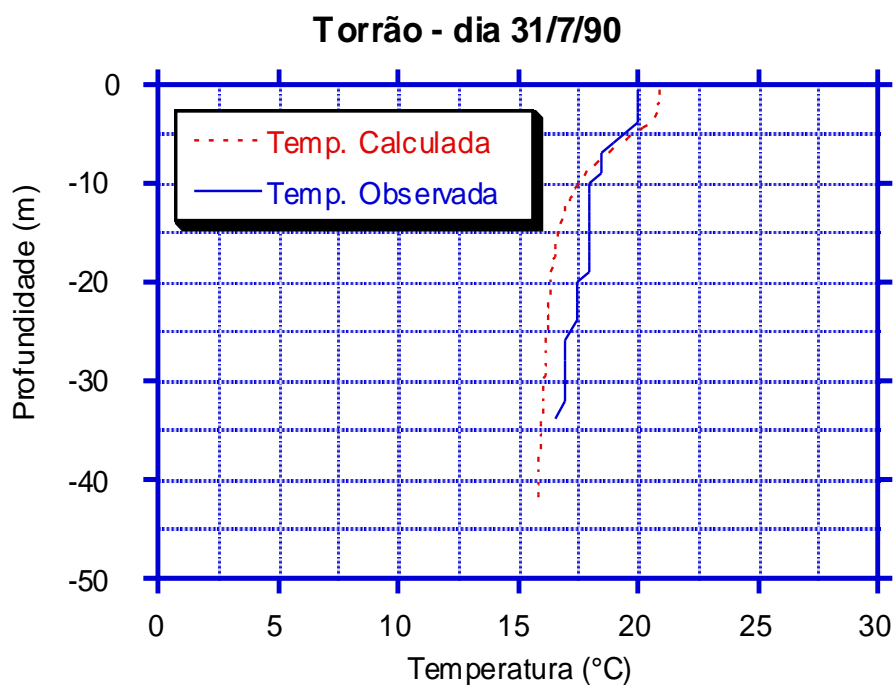


Figura 5.80 - Albufeira do Torrão. Perfis de temperatura observado e calculado no dia 31/7/90.

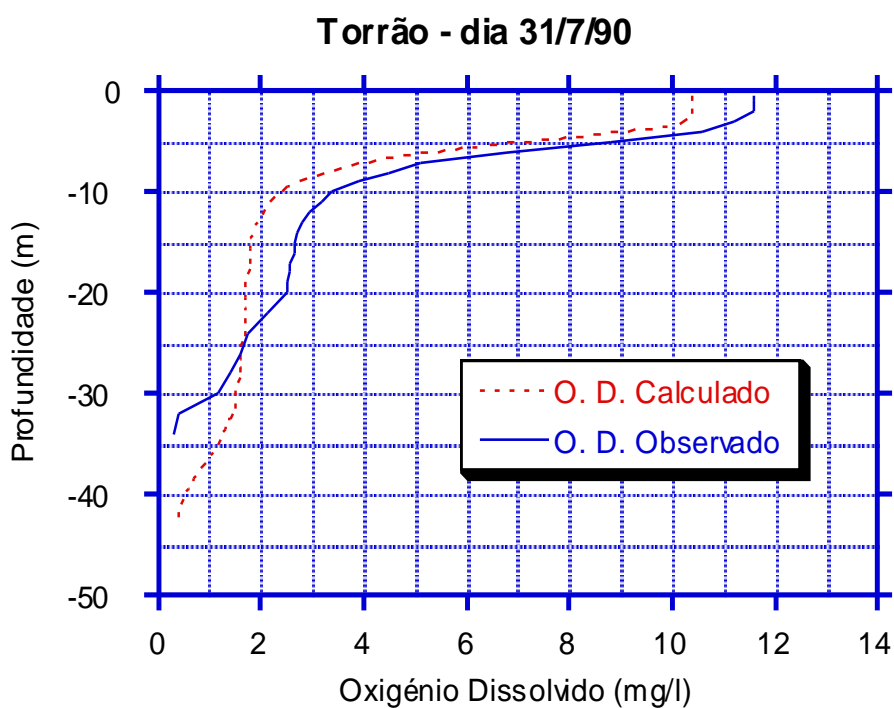


Figura 5.81 - Albufeira do Torrão. Perfis de oxigénio dissolvido observado e calculado no dia 31/7/90.

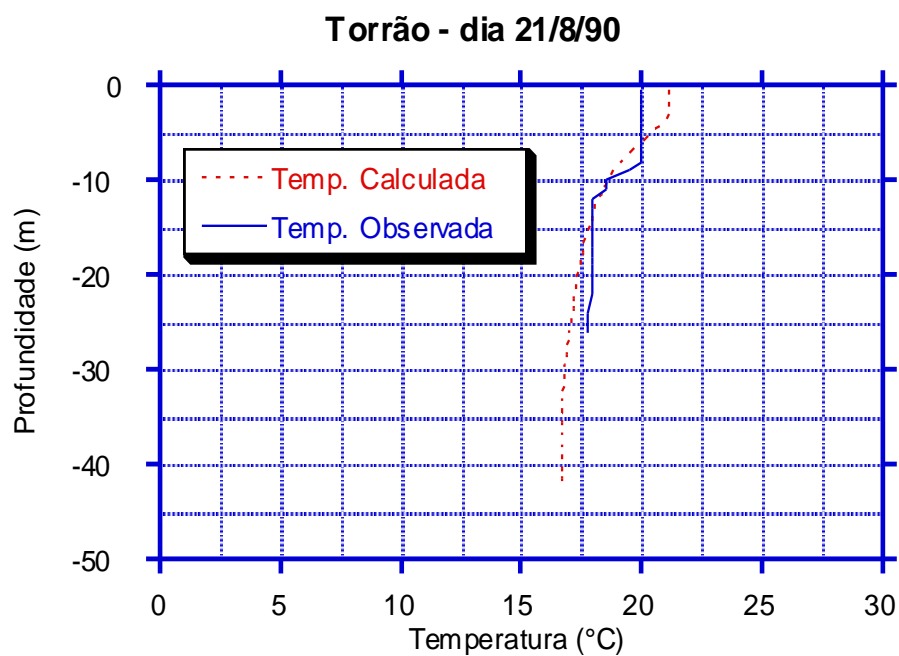


Figura 5.82 - Albufeira do Torrão. Perfis de temperatura observado e calculado no dia 21/8/90.

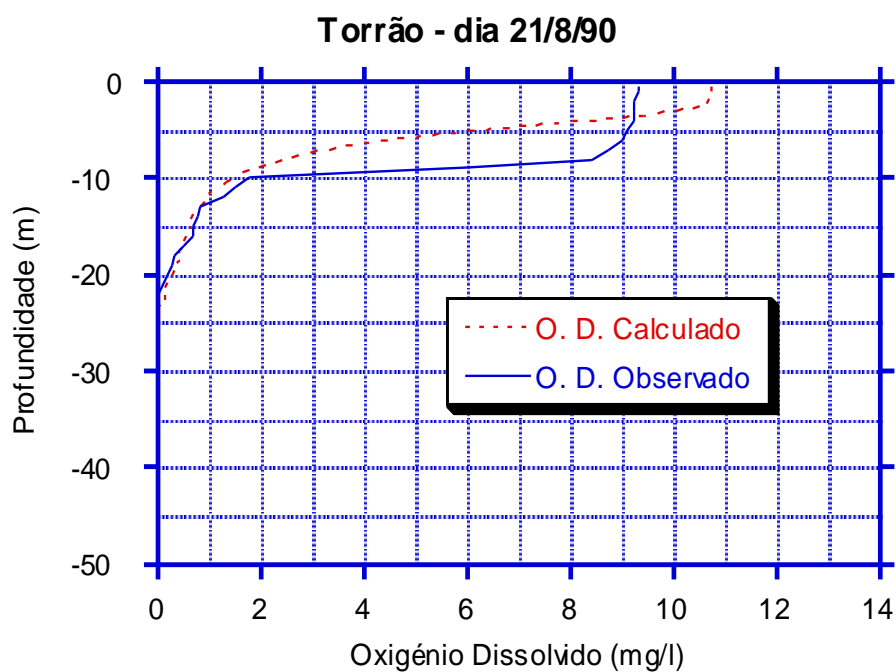


Figura 5.83 - Albufeira do Torrão. Perfis de oxigénio dissolvido observado e calculado no dia 21/8/90.

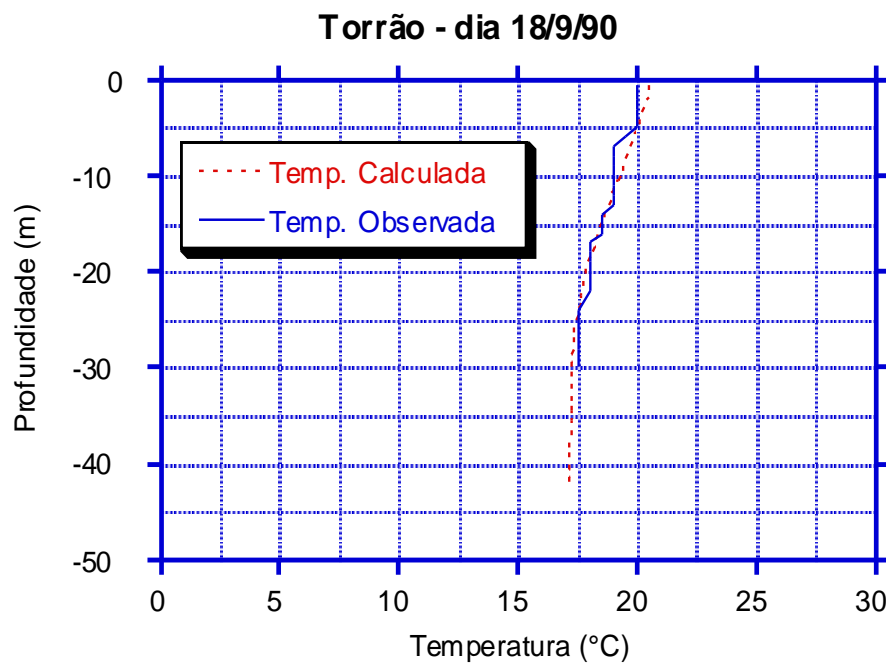


Figura 5.84 - Albufeira do Torrão. Perfis de temperatura observado e calculado no dia 18/9/90.

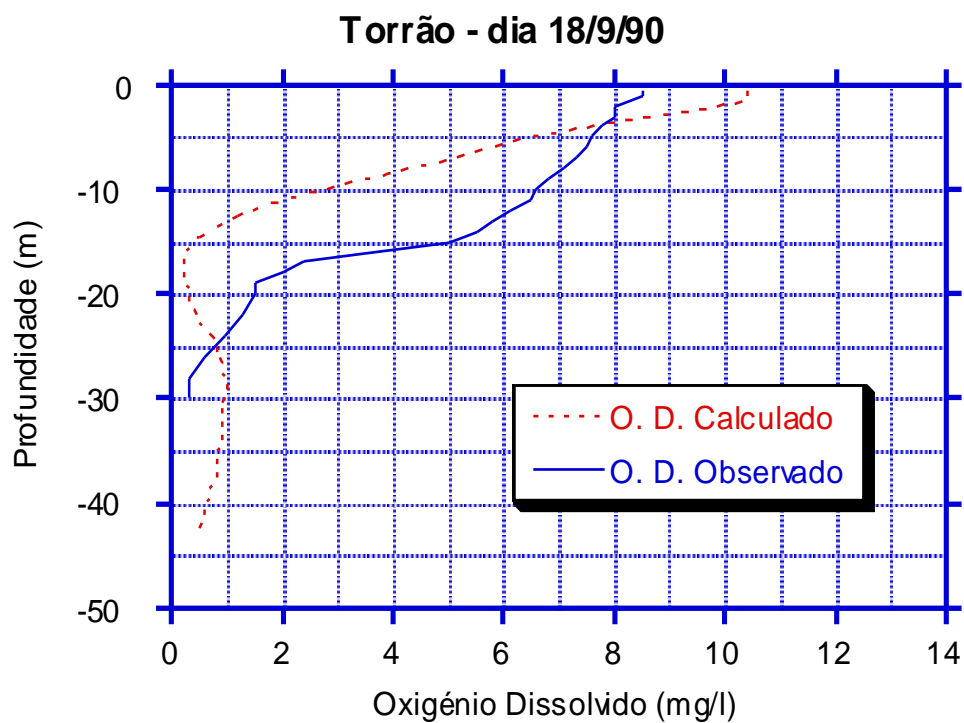


Figura 5.85 - Albufeira do Torrão. Perfis de oxigénio dissolvido observado e calculado no dia 18/9/90.

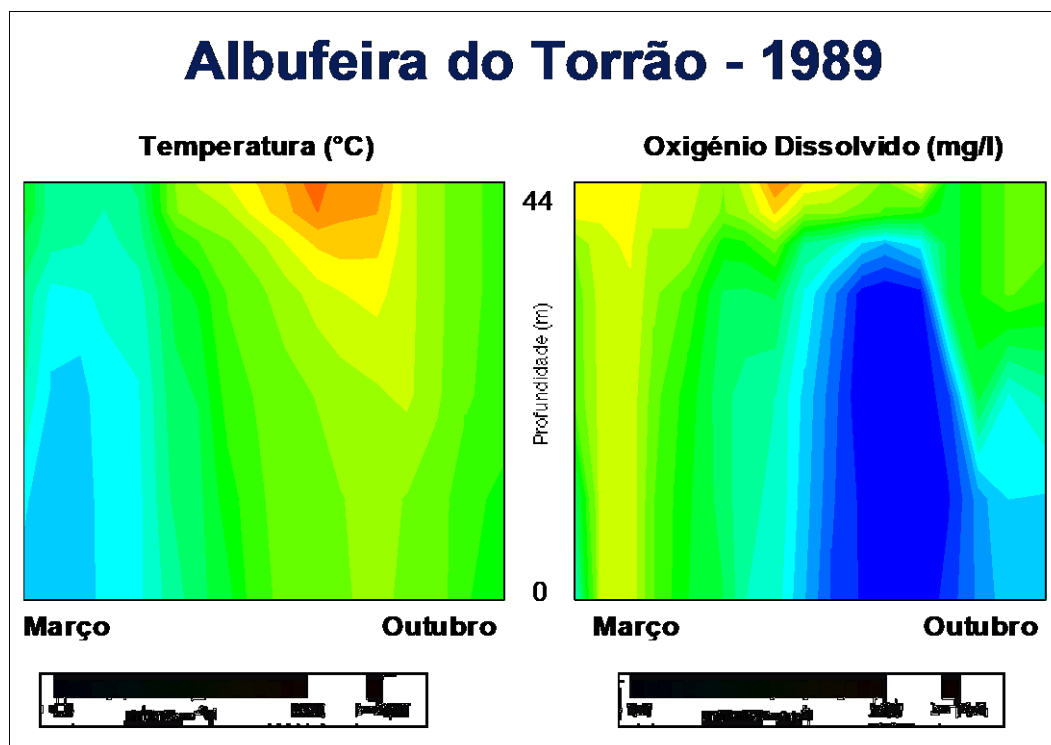


Figura 5.86 - Evolução da temperatura e do oxigénio dissolvido na albufeira do Torrão ao longo do tempo, no ano de 1989, e em profundidade.

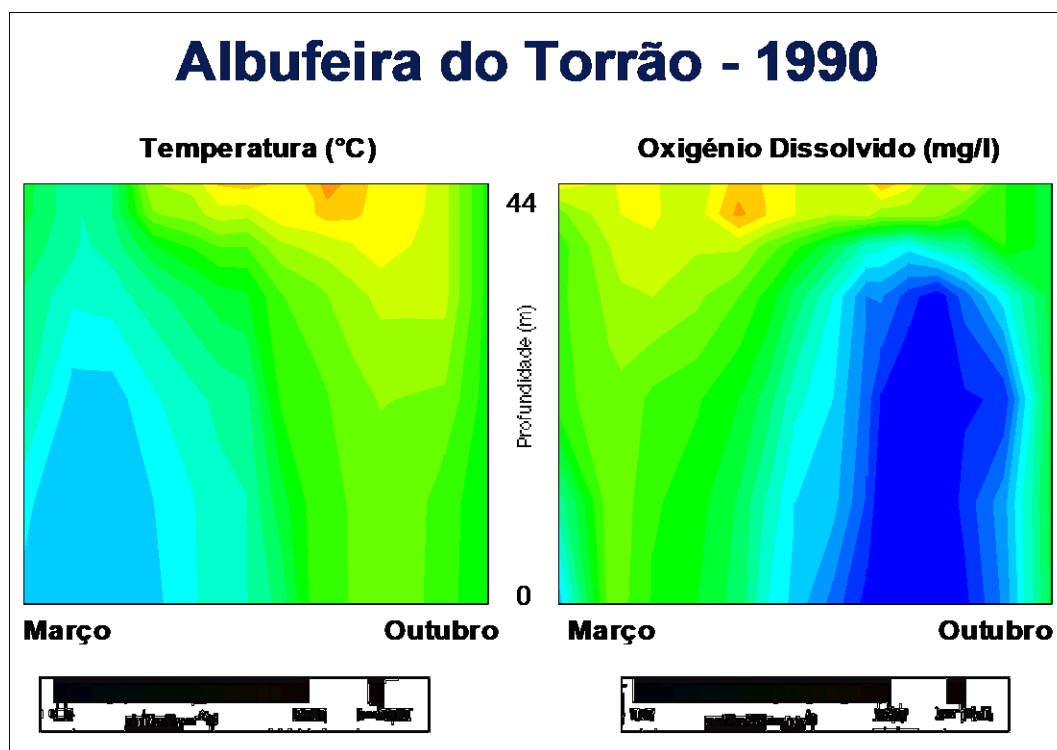


Figura 5.87 - Evolução da temperatura e do oxigénio dissolvido na albufeira do Torrão ao longo do tempo, no ano de 1990, e em profundidade.

5.5- ALBUFEIRA DE CRESTUMA/LEVER

5.5.1- Localização

A barragem de Crestuma/Lever situa-se no troço nacional do Rio Douro, sendo o aproveitamento mais próximo da foz, a jusante da barragem de Carrapatelo. A construção data do ano de 1985. A área da bacia hidrográfica dominada pela barragem é de 96519 km². O aproveitamento, do tipo fio-de-água, destina-se à produção de energia eléctrica e também ao abastecimento de água.

A albufeira de Crestuma/Lever encontra-se compreendida entre as latitudes $41^{\circ} 02' \text{ N}$ e $41^{\circ} 06' \text{ N}$, e entre as longitudes $8^{\circ} 07' \text{ W}$ e $8^{\circ} 30' \text{ W}$ (Figura 5.88).

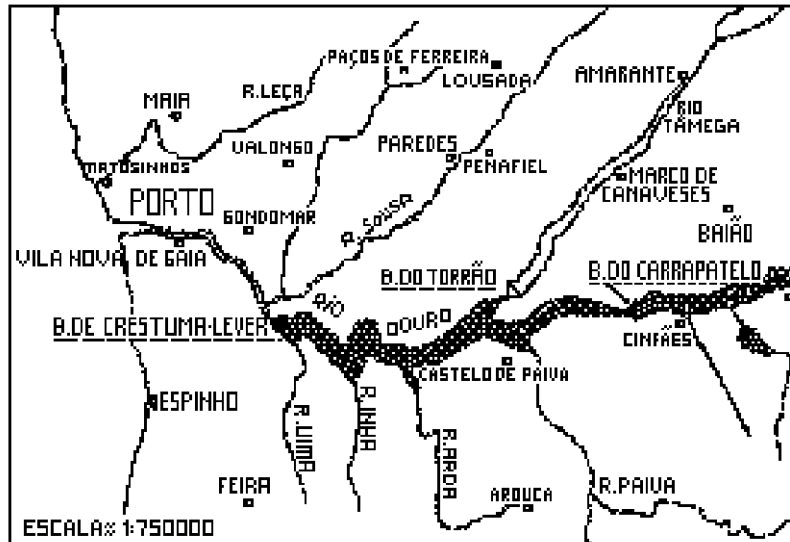


Figura 5.88 - Albufeira de Crestuma/Lever.

5.5.2- Características físicas

Ao nível de pleno armazenamento, o volume total armazenado na albufeira é de cerca de 109 hm³, sendo o volume útil de 20,8 hm³, e a área inundada de 12,98 km². A forma da planta da albufeira é filiforme, com um comprimento máximo de cerca de 57,3 km.

Os níveis característicos da albufeira são os seguintes:

- nível de pleno armazenamento (NPA): 13,20 m;
- nível de máxima cheia (NMC): 21,50 m;
- nível mínimo de exploração (NmE): 11,50 m.

5.5.3- Características meteorológicas

A Electricidade de Portugal, EDP, dispõe de uma estação meteorológica junto à barragem de Crestuma/Lever, com registo dos principais parâmetros atmosféricos. Os valores disponíveis desta estação cobrem o período correspondente à calibração de Setembro de 1990, em que se dispunha simultaneamente de registos contínuos da temperatura da água da albufeira.

Para os parâmetros meteorológicos não medidos nesta estação e com interesse para a aplicação do modelo (por exemplo, a nebulosidade ou a insolação), e para a

caracterização climática da região a partir de registos mais longos, recorreu-se à estação meteorológica mais próxima que é a do Porto - Serra do Pilar. Nas figuras seguintes apresentam-se os valores médios de algumas das características meteorológicas mais relevantes, tais como a temperatura do ar, a velocidade do vento, e a nebulosidade. Pode notar-se que a velocidade média do vento atinge os maiores valores entre Dezembro e Março, ao passo que a nebulosidade apresenta valores muito uniformes ao longo do ano, sendo ligeiramente inferiores em Julho e Agosto.

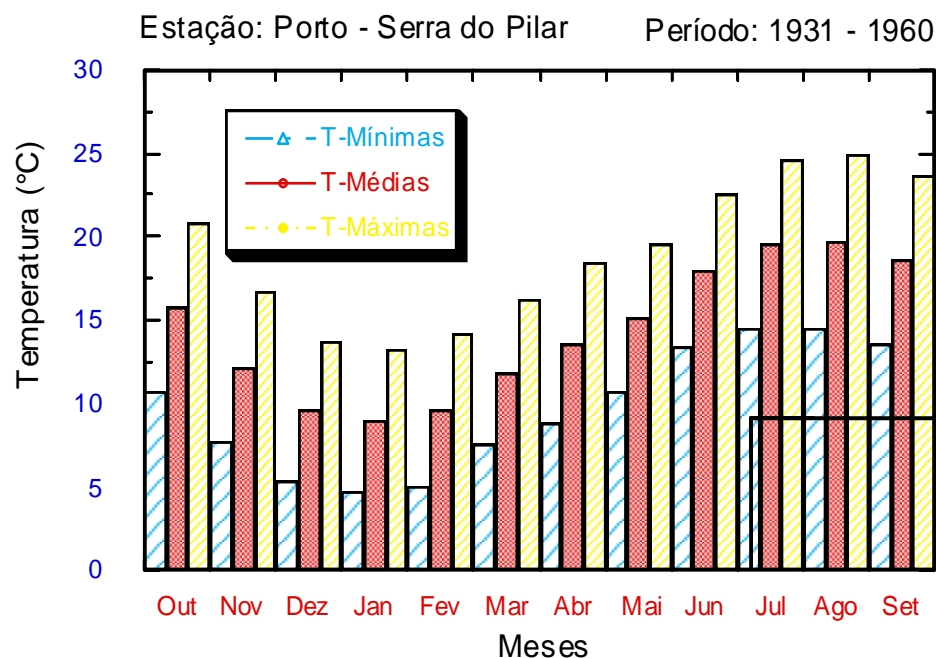


Figura 5.89 - Valores médios da temperatura do ar na estação meteorológica do Porto (Serra do Pilar).

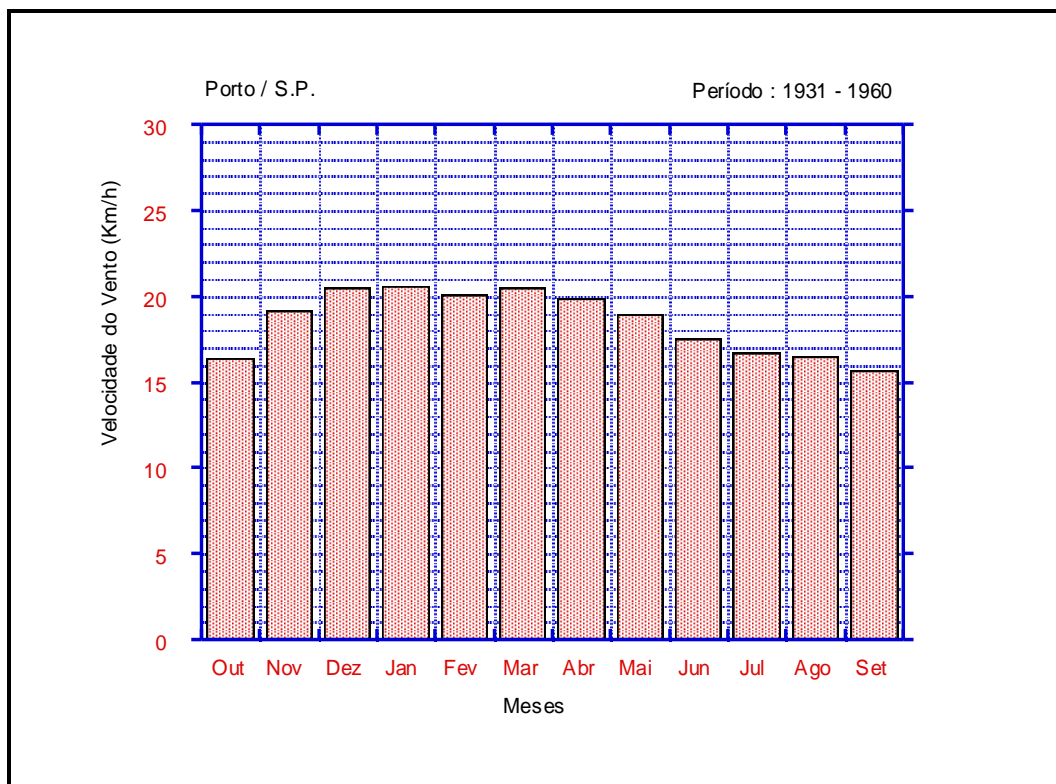


Figura 5.90 - Valores médios da velocidade do vento na estação meteorológica do Porto (Serra do Pilar).

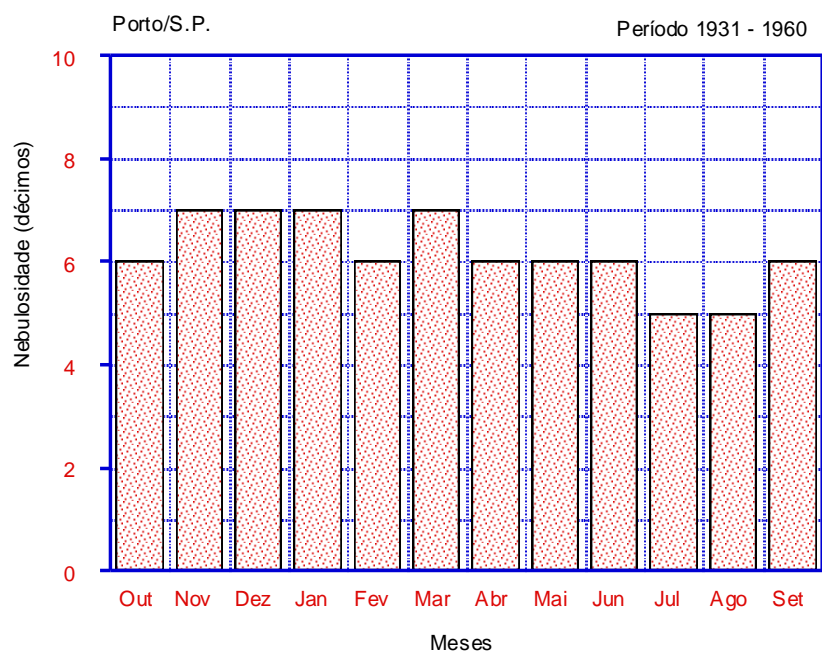


Figura 5.91 - Valores médios da nebulosidade na estação meteorológica do Porto (Serra do Pilar).

5.5.4- Características hidrológicas

Os valores do caudal médio anual afluente à albufeira nos anos hidrológicos de 1979/80 a 1988/89 são os que se apresentam na Figura 5.92, com um valor médio neste período igual a 393,5 m³/s.

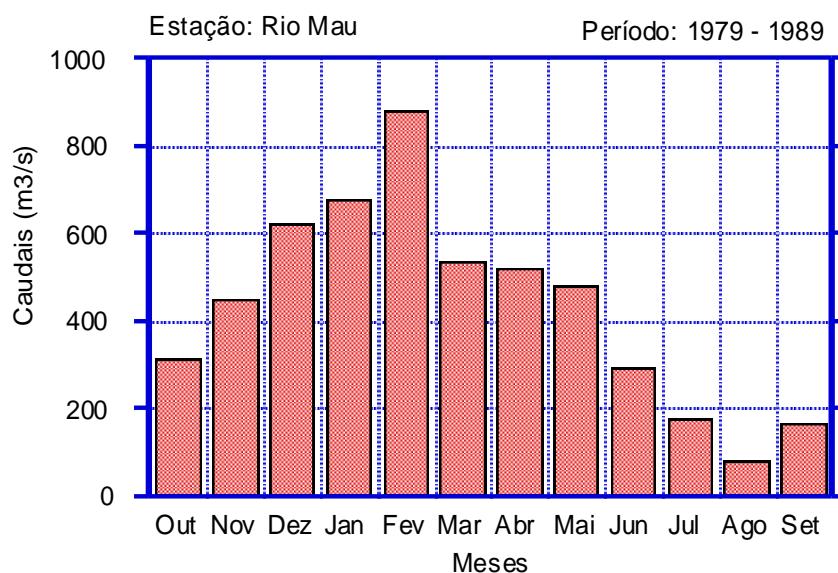


Figura 5.92 - Valores dos caudais médios mensais afluídos à albufeira de Crestuma/Lever, registados na estação de Rio Mau.

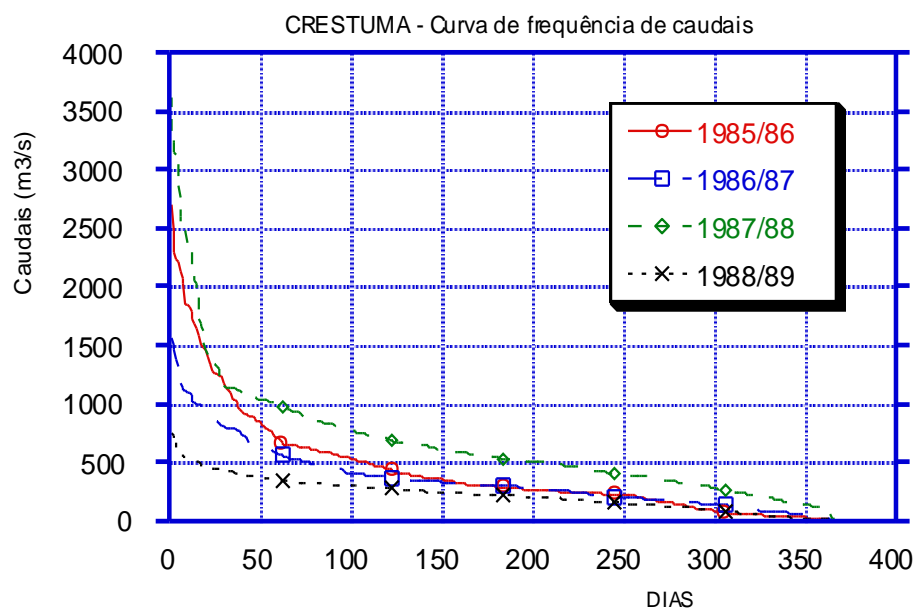


Figura 5.93 - Curvas de frequência de caudais médios diários na albufeira de Crestuma/Lever.

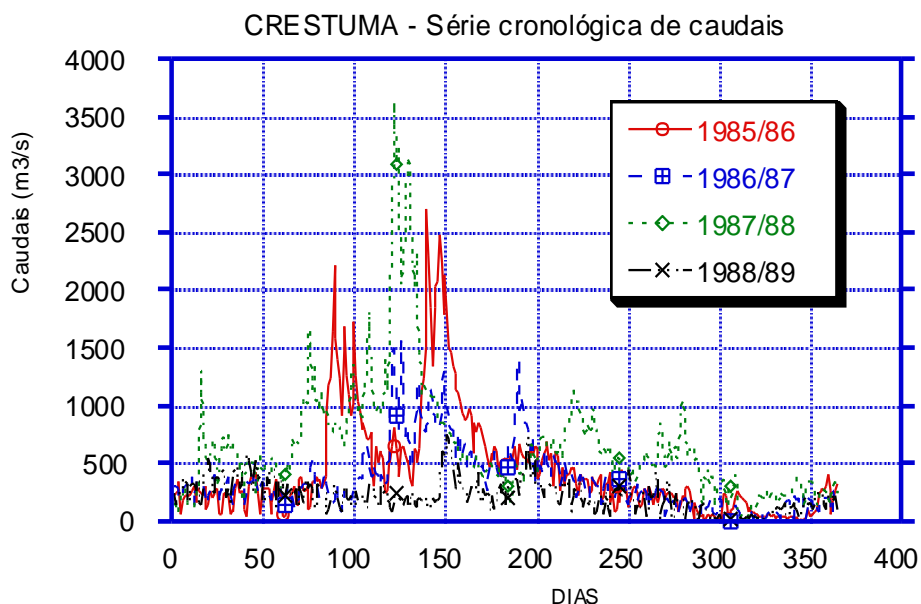


Figura 5.94 - Curvas cronológicas de caudais médios diários na albufeira de Crestuma/Lever.

5.5.5- Descrição sumária do problema

Um pouco a montante da barragem de Crestuma/Lever existe a Central Termoelétrica de Tapada do Outeiro, situada na margem direita, no início de um troço curvo a que se segue a barragem. Esta central utiliza a água da albufeira para o circuito de arrefecimento dos grupos, devolvendo-a à albufeira com uma temperatura cerca de dez graus superior.

Com a previsão da construção de uma nova central no mesmo local, com maior potência, era necessário prever as consequências ambientais resultantes das novas descargas térmicas na albufeira. Para tal, desenvolveu-se um modelo de simulação da propagação das descargas térmicas, descrito no capítulo 4. Neste caso, e devido à existência no local de uma central, foi possível desenvolver atempadamente campanhas de medição de dados que permitiram uma boa calibração do modelo. O número de Froude densimétrico, para os valores característicos da albufeira, tem um valor igual a 0,85 o que, de acordo com ORLOB 1983, é representativo de albufeiras com boa mistura ($Fr \approx 1,0$), para as quais os modelos unidimensionais não são adequados. Entendeu-se pois que a aplicação do modelo bidimensional verticalmente homogéneo, atrás descrito, à albufeira de Crestuma/Lever reuniria as condições para ser adequada.

5.5.6- Dados de base

Os elementos de base disponíveis constituíram um conjunto bastante bom para as necessidades de modelação, e incluíram os dados das campanhas de medição da temperatura efectuadas pela EDP na albufeira de Crestuma/Lever nos anos de 1986 e 1987, e da campanha de medição de temperaturas e correntes efectuada pelo Instituto Hidrográfico entre finais de Agosto e início de Outubro de 1990.

Para além disso, dispunha-se de alguns perfis transversais do rio, dos caudais médios diários lançados de Carrapatelo e afluentes a Crestuma/Lever no período de 85/86 a 88/89, dos caudais médios horários afluentes e lançados de Crestuma/Lever no

período de 30/8/90 a 8/10/90, das potências dos grupos da central de Tapada do Outeiro, e valores da elevação de temperatura na descarga, no período de 28/8/90 a 8/10/90, do caudal nominal de cada bomba de circulação dos grupos da central (2,32 m³/s), e dos dados meteorológicos da estação de Crestuma/Lever no período de 27/8/90 a 1/10/90.

Os valores dos escoamentos foram tratados por anos hidrológicos, em termos de caudais médios diários, para os caudais lançados de Carrapatelo e para os caudais afluentes a Crestuma/Lever. O troço em estudo, entre a secção da barragem de Crestuma e uma secção do rio um pouco a montante da central, situa-se já a jusante da confluência das principais linhas de água afluentes ao rio e que existem a jusante do Carrapatelo.

Uma das lacunas que se detectou e que mais importância tem do ponto de vista de calibração do modelo diz respeito à fisiografia do leito do rio. De facto, detectou-se na fase de calibração do modelo a influência que uma caracterização rigorosa da batimetria tem neste caso, dado que o troço em estudo se encontra numa curva de cerca de 90°, e as profundidades podem apresentar valores com variações percentuais importantes.

Os perfis disponíveis eram bastante espaçados, não permitindo uma definição razoavelmente detalhada da forma do fundo do rio. De facto, dentro do troço em estudo só se dispunha de dois perfis transversais.

Tentou-se colmatar em parte esta falta de informação através da informação das profundidades a que se mediu a temperatura nas campanhas de 1986 e 1987, ao longo de dez cortes transversais ao longo da albufeira, num total de trinta pontos. A partir desta informação utilizou-se uma técnica de interpolação por "Spline", e um processo de alisamento por Laplaciano, que permitiu criar um campo de profundidades no domínio de cálculo do modelo.

Os dados da campanha levada a cabo pelo I.H. foram registados com intervalos de 10 minutos, permitindo uma detalhada descrição temporal das temperaturas e das correntes. Como se referiu, só em dois postos, onde foram instaladas cadeias de termistores, se mediu a temperatura em profundidade. Nos outros oito postos, as medições foram medidas à superfície ou, mais correctamente, a cerca de 30 centímetros de profundidade.

Nos dois postos com medições em profundidade, foi possível obter as médias ponderadas na coluna de água, para permitir, no caso do posto CR1 (situado mais a montante), o fornecimento da condição de fronteira de montante em termos de temperatura e, no caso do CR10 (localizado na torre de tomada de água para o Porto), a sua comparação com os resultados fornecidos pelo modelo.

5.5.7- Aplicação do modelo bidimensional

Os resultados da aplicação do modelo à albufeira de Crestuma/Lever são apresentados de seguida. O processo de calibração foi neste caso bastante mais facilitado do que nos casos anteriores, devido à existência de dados de campanhas anteriores que foram obtidos com a antiga central em funcionamento. Pode dizer-se que neste caso, e face à disponibilidade de dados de qualidade e em quantidade, a tarefa de calibração foi de uma muito maior exigência de precisão.

Os resultados da aplicação do modelo ao período de simulação referido podem considerar-se bons na medida em que a evolução temporal e espacial dos valores de temperatura calculados acompanham o andamento qualitativo dos observados. As limitações do próprio modelo e, principalmente, a falta de melhores dados de entrada para o modelo nas campanhas de 1986 e 1987, inviabilizam neste caso a obtenção de um conjunto de resultados mais satisfatórios. Contudo, para a campanha de 1990, em

que se dispunha de valores hidrológicos e meteorológicos de qualidade e muito detalhados, os resultados obtidos são bastante satisfatórios.

A fase de calibração incluiu a análise das campanhas de 1986, 1987, e do Verão de 1990. Esta última, pelo facto de ter sido mais detalhada em termos de descrição espacial e temporal das variáveis, implicou necessariamente um maior esforço na calibração do modelo.

Em relação às campanhas de 1986 e de 1987, é possível constatar em primeiro lugar que a albufeira se encontra quase sempre verticalmente homogénea, ou seja, sem estratificação. Este facto seria de esperar se se atender a que se trata de um aproveitamento a fio de água e com alturas de água relativamente pequenas (valores compreendidos entre 8 e 16 metros).

Só em certos períodos durante o Verão se pode constatar algum efeito de estratificação, ou seja, de variação da temperatura da água (e portanto da sua densidade), com a profundidade. Este facto implica, por um lado, que as temperaturas à superfície sofram maiores variações, de acordo principalmente com as condições atmosféricas. Por outro lado, e dado que o modelo proposto é um modelo bidimensional verticalmente homogéneo, os resultados deste terão de ser comparados com os valores observados ponderados verticalmente na coluna de água.

Pode constatar-se que nestes períodos de estiagem a temperatura à superfície é cerca de um grau centígrado, ou um pouco mais de um grau, superior ao valor médio na vertical. Adiante são apresentadas correlações que foram estabelecidas entre estes valores médios de temperatura da água em profundidade e à superfície.

A calibração relativa a estas campanhas de 1986 e 1987 encontrou três tipos principais de dificuldades:

- a) A primeira prende-se com o facto de se lidar com valores médios diários de caudais. De facto, e pela análise do regime diário típico de funcionamento tanto do aproveitamento de Carrapatelo como do de Crestuma/Lever, é notória a influência que tem no regime do rio a variação dos caudais ao longo do dia.
- b) A segunda diz respeito ao facto de as medições de temperatura feitas nas dez secções transversais não terem sido simultâneas. Assim, normalmente as medições iniciavam-se numa das secções extremas (1 ou 10) a uma dada hora, terminando na outra secção extrema (10 ou 1) duas ou três horas mais tarde. Desta forma, nunca se conseguia obter uma imagem simultânea do campo de temperaturas em toda a albufeira. Este problema veio a revelar-se importante face à referida variação das características do escoamento e da temperatura ao longo do dia.
- c) Por último, das variáveis meteorológicas com interesse para a simulação das trocas de calor com a atmosfera, só se dispunha da temperatura do ar num dado instante, pelo que esta componente da modelação não pode ser devidamente tida em conta.

A aplicação do modelo às situações relativas a estas campanhas, nas épocas de estratificação, conduziu a valores que nalguns casos se afastam dos observados de cerca de três décimos de grau. No entanto, uma melhor calibração só seria possível com o conhecimento, à semelhança da campanha de 1990, dos valores horários de caudais e variáveis meteorológicas.

Ainda em relação a estas campanhas, e para situações em que não existe estratificação, como por exemplo em Outubro, os resultados do modelo assemelham-se bastante aos valores observados. Tal seria de esperar, face à menor influência das condições meteorológicas, e face à maior importância da advecção relativamente à dispersão.

Em relação à campanha de 1990, constata-se em primeiro lugar que foi realizada numa altura de Verão, em que a albufera se encontrava ligeiramente estratificada. Pode igualmente constatar-se que nestes períodos a temperatura à superfície é cerca de um grau centígrado, ou um pouco mais de um grau, superior ao valor médio na vertical, em quase todos os pontos de medição na albufera.

Dos dez pontos onde o Instituto Hidrográfico procedeu a medições, só dois contemplaram registos de temperatura em profundidade, sendo um bastante a montante da central (o CR1) e o outro na torre de captação de água para o Porto (o CR10). O primeiro destes pontos serviu para fornecer as condições de fronteira de montante do modelo em termos de temperatura.

Dado que nestas circunstâncias se afigurava de difícil realização a descrição espacial da temperatura na albufera a partir dos valores observados, optou-se por se proceder à comparação das séries temporais de valores calculados e observados. Claro que só para o posto CR10 tal comparação faz realmente sentido, dado que se podem comparar valores ponderados na vertical.

Para os outros postos de medição do IH, dado que só têm registos à superfície, a comparação das séries temporais indica claramente valores observados acima dos valores calculados, com diferenças da ordem de um grau. As correlações adiante estabelecidas poderão contribuir para poder avaliar as temperaturas médias em profundidade a partir das temperaturas da água à superfície.

Com base nos valores medidos pelo IH, e para os dias do mês de Setembro, estabeleceram-se correlações para as várias horas do dia, bem como para os valores médios diários de temperatura da água à superfície, T_{sup} , e da temperatura média em profundidade, T_{pro} :

$$T_{sup} = m T_{pro} + b$$

Os valores dos parâmetros m e b , bem como dos quadrados dos coeficientes de correlação, r^2 , indicam-se de seguida:

- Para os valores médios diários:

m	b	r^2
0,632	8,269	0,777

- Para os valores horários:

HORA	m	b	r^2
0-1	0,553	10,195	0,739
1-2	0,552	10,215	0,755
2-3	0,569	9,797	0,744
3-4	0,574	9,688	0,734
4-5	0,594	9,214	0,736
5-6	0,622	8,566	0,749
6-7	0,650	7,919	0,764
7-8	0,685	7,125	0,792
8-9	0,709	6,558	0,784
9-10	0,700	6,775	0,822
10-11	0,712	6,451	0,823
11-12	0,679	7,155	0,810
12-13	0,648	7,842	0,813
13-14	0,634	8,158	0,787
14-15	0,648	7,844	0,803

15-16	0,638	8,076	0,722
16-17	0,601	8,956	0,741
17-18	0,608	8,819	0,718

18-19	0,563	9,875	0,683
19-20	0,508	11,148	0,635
20-21	0,499	11,364	0,659
21-22	0,482	11,792	0,643
22-23	0,505	11,235	0,642
23-24	0,527	11,740	0,673

Para uma situação típica de funcionamento das turbinas de Carrapatelo e de Crestuma/Lever, com interrupção durante a noite, e para um cenário de fim de semana de Verão como o dos dias 15 a 17 de Setembro, foi possível constatar uma boa aproximação entre os valores calculados e observados.

Como se referiu, o modelo é bidimensional, com homogeneidade vertical, pelo que os valores calculados dizem respeito a temperaturas ponderadas na coluna de água.

Considerações sobre o modo mais favorável de se efectuar a descarga da futura central deverão ser feitas com base nos resultados do modelo, numa análise cuidada dos fenómenos que ocorrem no domínio próximo, e em trabalhos experimentais realizados em situações semelhantes.

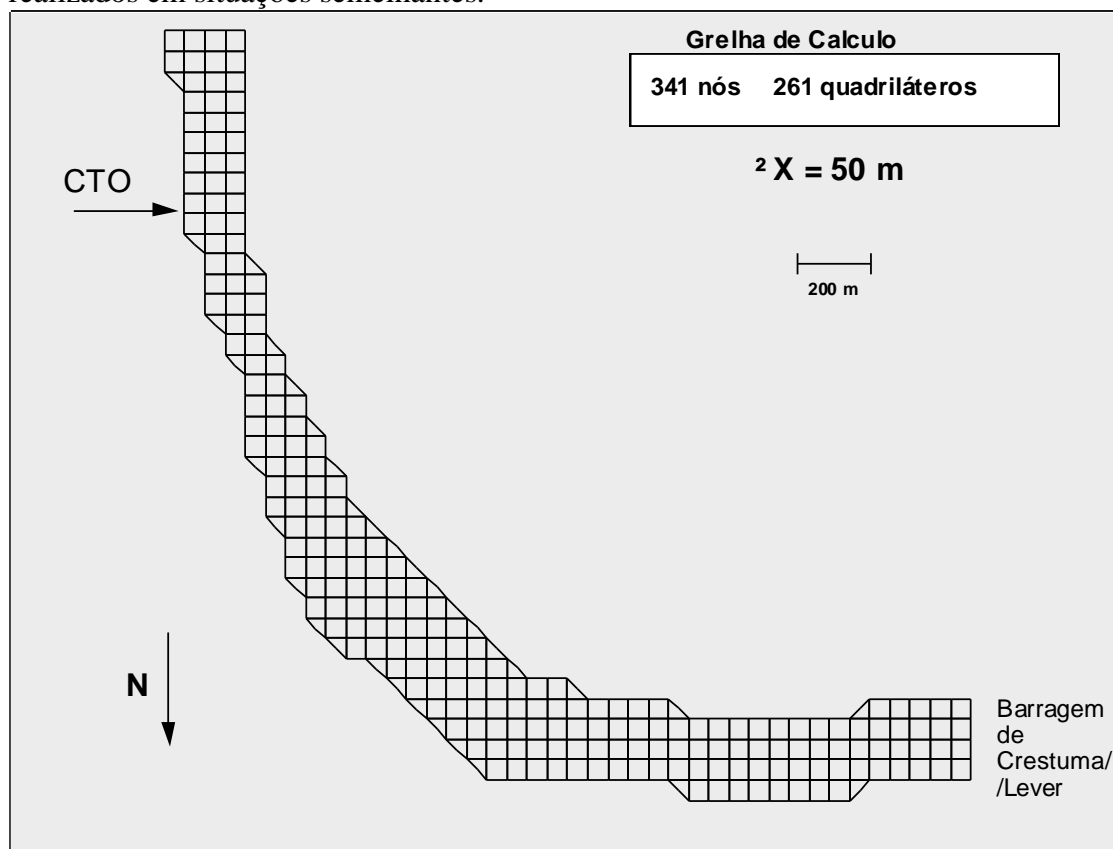


Figura 5.95 - Grelha de cálculo.

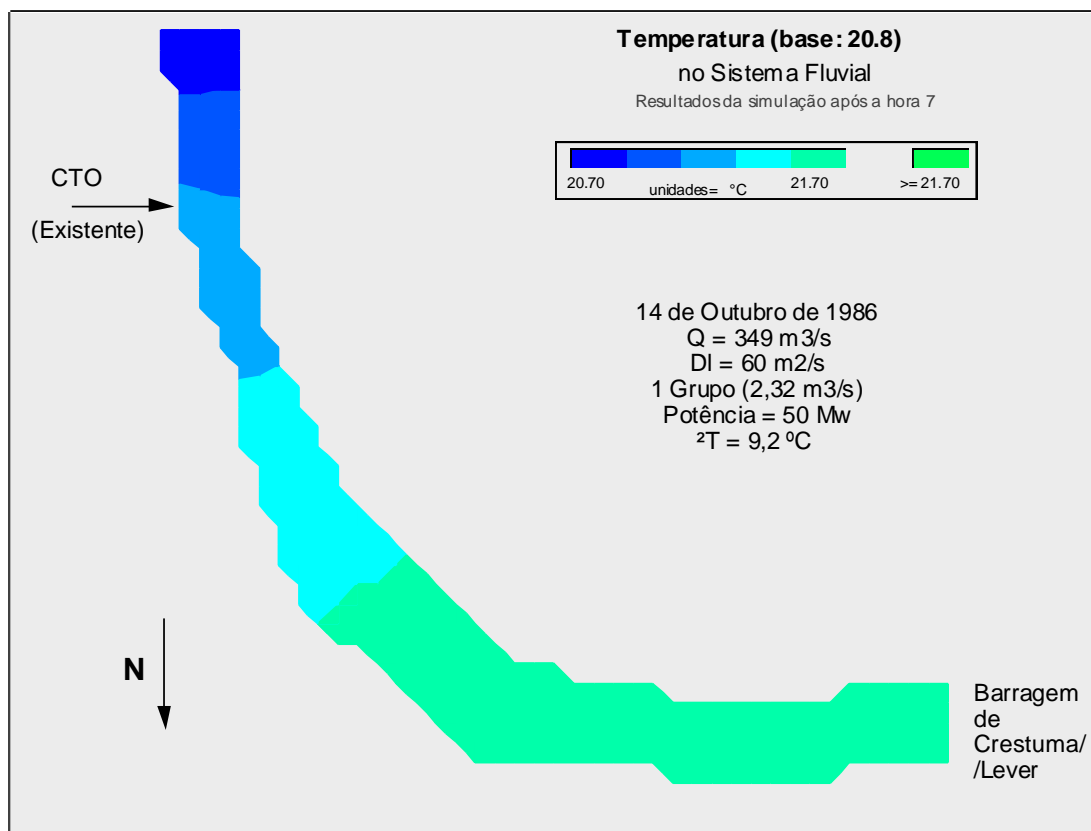


Figura 5.96 - Albufeira de Crestuma/Lever. Campanha de Outubro de 1986.
Campo de temperaturas à 7ª hora de simulação do dia 14.

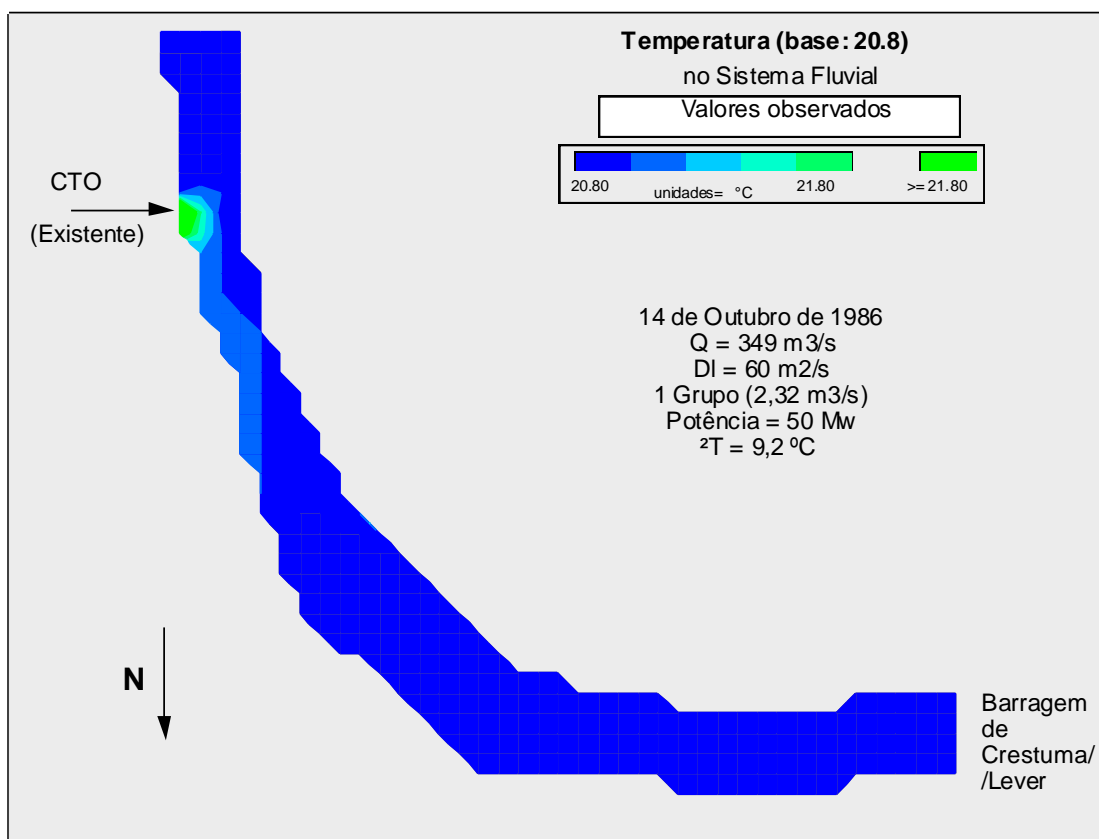


Figura 5.97 - Albufeira de Crestuma/Lever. Campanha de Outubro de 1986.
Campo de temperaturas observadas no dia 14.

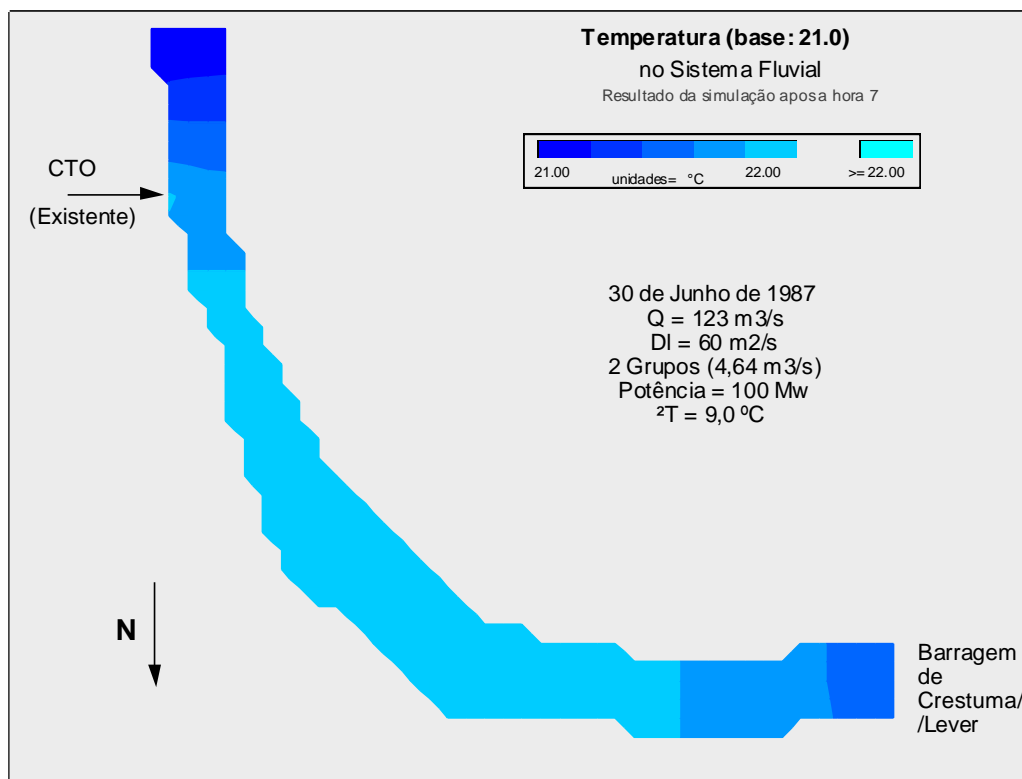


Figura 5.98 - Albufeira de Crestuma/Lever. Campanha de Junho de 1987. Campo de temperaturas à 7ª hora de simulação do dia 30.

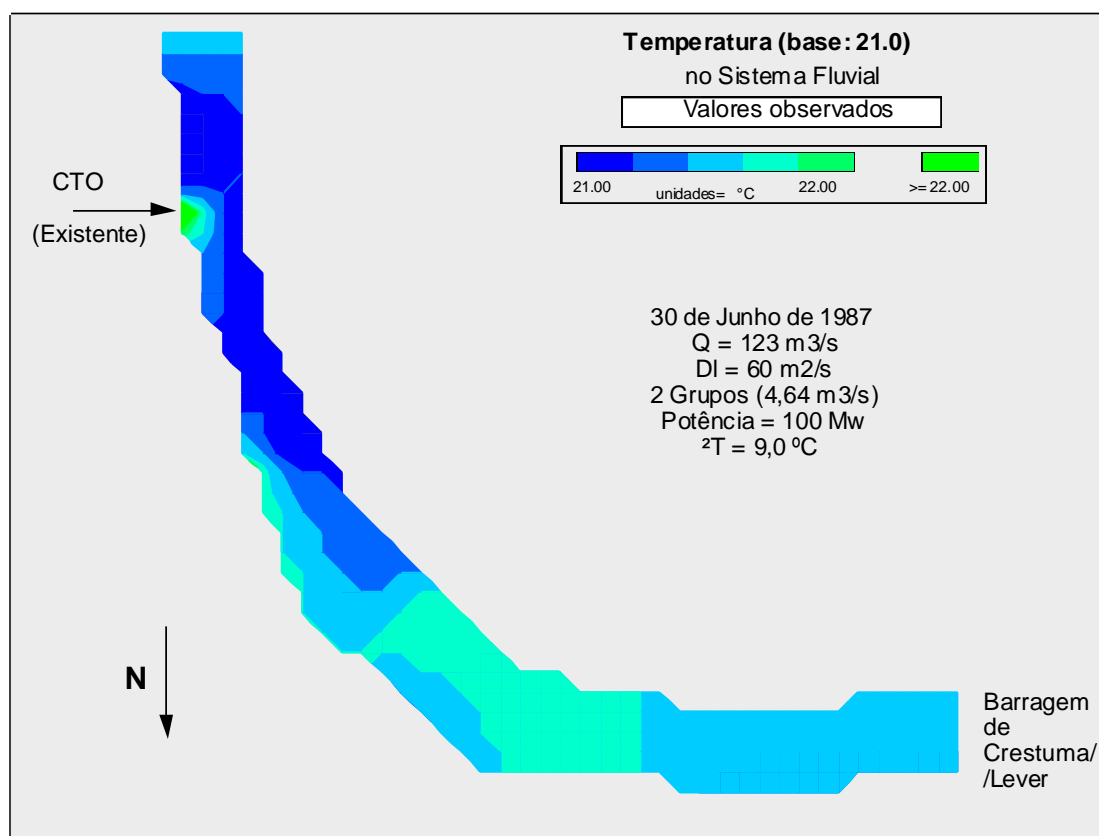


Figura 5.99 - Albufeira de Crestuma/Lever. Campanha de Junho de 1987. Campo de temperaturas observadas no dia 30.

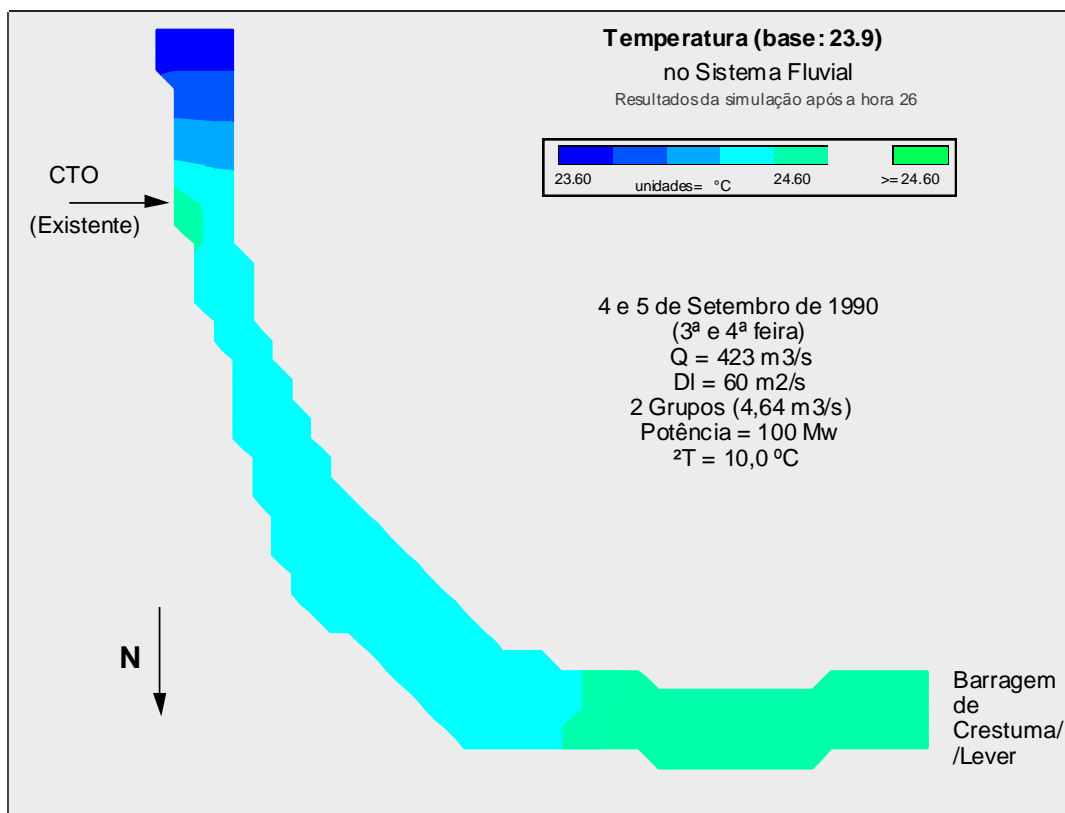


Figura 5.100 - Albufeira de Crestuma/Lever. Campanha de Setembro de 1990. Campo de temperaturas calculadas nos dias 4 e 5.

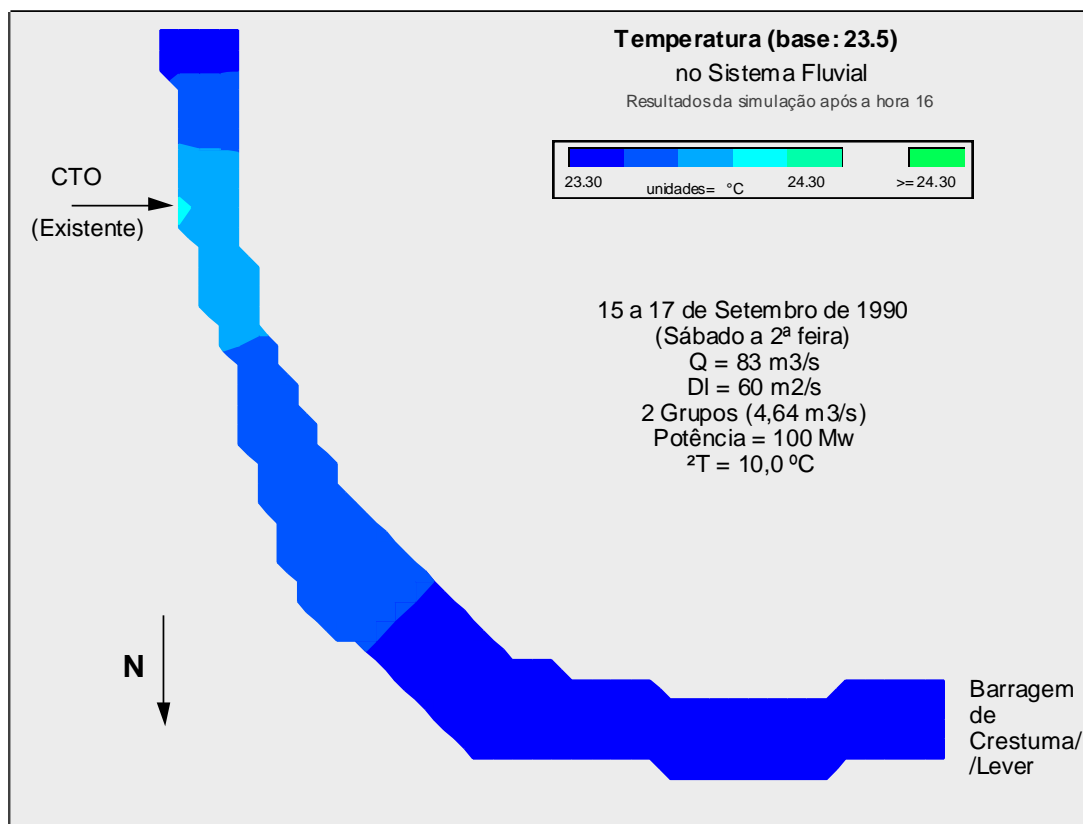


Figura 5.101 - Albufeira de Crestuma/Lever. Campanha de Setembro de 1990. Campo de temperaturas calculadas à 16ª hora nos dias 15 a 17.

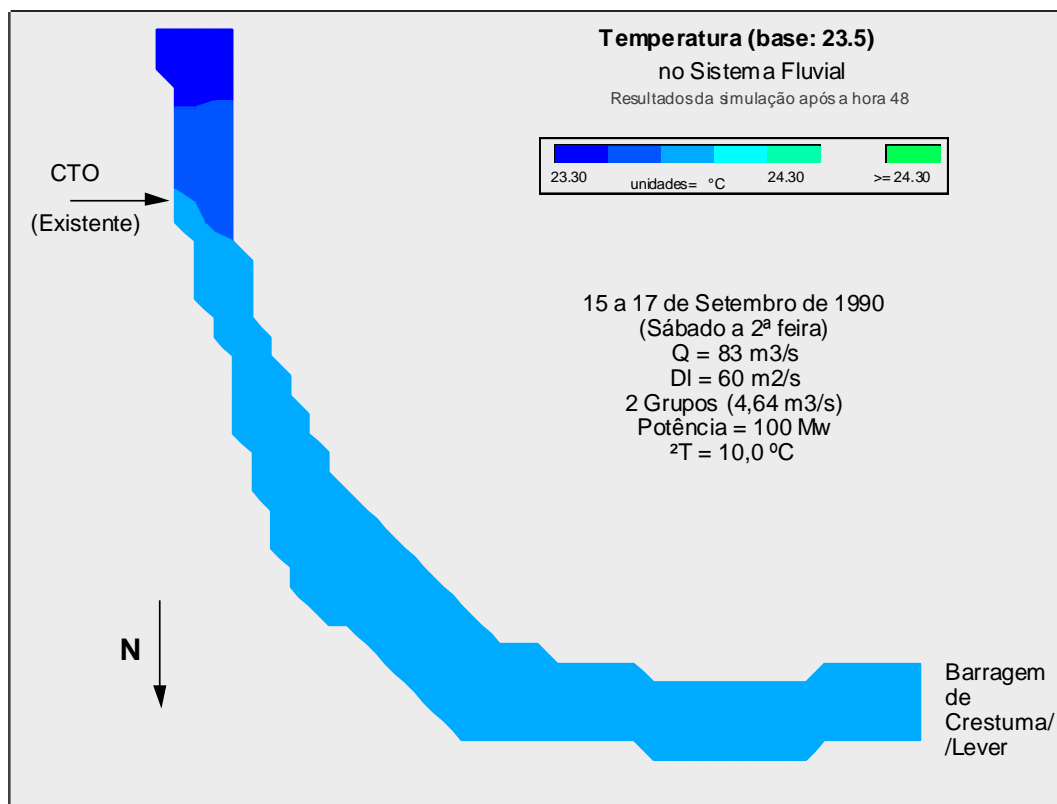


Figura 5.102 - Albufeira de Crestuma/Lever. Campanha de Setembro de 1990. Campo de temperaturas calculadas à 48ª hora nos dias 15 a 17.

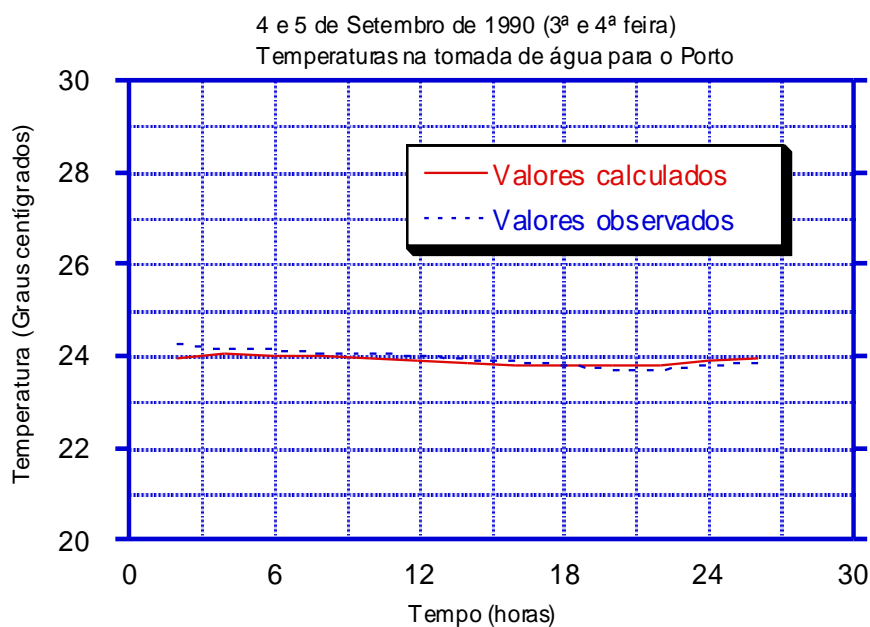


Figura 5.103 - Albufeira de Crestuma/Lever. Valores calculados e observados da temperatura junto à tomada de água para o Porto, nos dias 4- 5/9/1990.

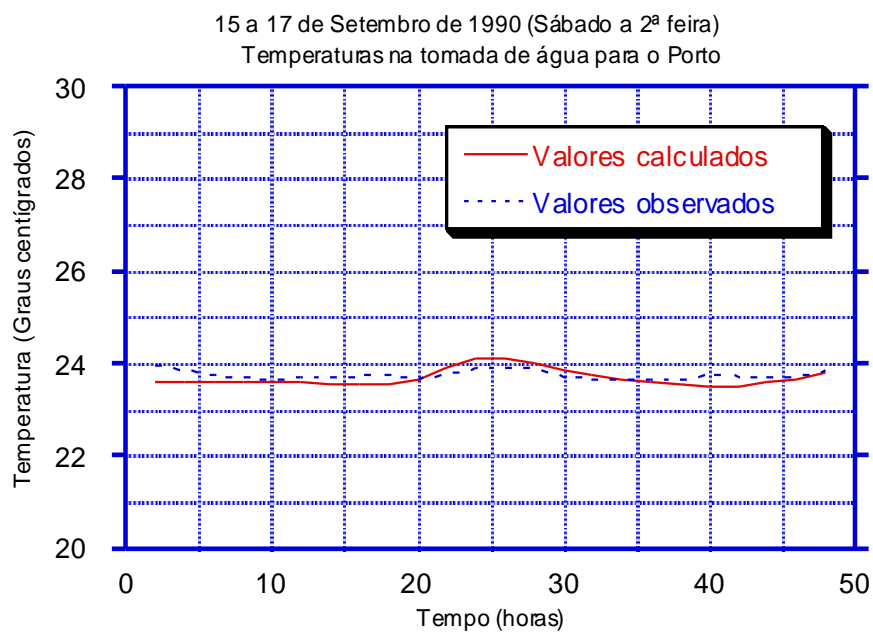


Figura 5.104 - Albufeira de Crestuma/Lever. Valores calculados e observados da temperatura junto à tomada de água para o Porto, nos dias 15- 17/9/1990.

CAPÍTULO 6 - ALGUMAS MEDIDAS PARA A RESOLUÇÃO DE PROBLEMAS DE QUALIDADE DA ÁGUA EM ALBUFEIRAS

6.1- INTRODUÇÃO

Cada problema relacionado com a qualidade da água numa determinada albufeira constitui normalmente um caso concreto e muito específico, não sendo possível obter soluções de aplicação universal. De facto, cada aproveitamento possui características, objectivos e solicitações muito próprias, não se podendo extrapolar facilmente a resolução de um dado problema para outras albufeiras. No entanto, há certas medidas que, por serem utilizadas com alguma frequência, merecem ser descritas e quantificadas, na medida do possível.

Pretende-se neste capítulo fazer uma abordagem meramente introdutória de certas medidas que podem ser tomadas com vista à prevenção ou à resolução de determinados problemas de qualidade da água, tanto na fase de planeamento e concepção como na fase de gestão e exploração de albufeiras. Não constituindo este assunto propriamente o fulcro do presente trabalho, entendeu-se que esta abordagem poderia ser útil com vista a uma aplicação prática de resolução de alguns dos problemas mais comuns.

A fase de planeamento e concepção de uma barragem é da maior importância para a qualidade da água da futura albufeira, já que se poderão evitar grandes custos e prejuízos através de um criterioso estudo que envolva todos os condicionamentos que têm directamente a ver com os usos a que se destinará essa água. Um estudo desta natureza deverá certamente incluir a identificação de todos os factores com influência na qualidade da água, descritos no capítulo 2, designadamente os meteorológicos, os hidrológicos, e os geológicos, bem como a caracterização da evolução temporal das fontes poluentes pontuais e difusas, e o sistema de exploração da albufeira.

Durante a exploração de uma albufeira torna-se sempre mais problemático encarar medidas que passem pela alteração de parte ou da totalidade de certos elementos estruturais dos órgãos de uma barragem, como por exemplo dos circuitos de tomada de água. Embora em alguns casos se tenha

procedido de facto a obras deste tipo, outras medidas poderão também ser encaradas, tal como por exemplo a destratificação da albufeira.

Para uma dada albufeira ser destratificada por meios que não sejam os que motivam a "inversão térmica" natural, é necessário fornecer ao sistema uma quantidade de energia suficiente através de meios artificiais. Há fundamentalmente dois processos para se provocar uma destratificação artificial: a destratificação pneumática, com injeção de ar comprimido para o hipolimnio, e a destratificação hidráulica ou mecânica, com bombeamento da água dentro da albufeira.

Outro tipo de medidas, ainda que menos estruturais, merecem também ser citadas pela contribuição positiva que poderão ter para a qualidade da água. Trata-se de medidas que têm mais a ver com a exploração e manutenção das albufeiras. Não serão contudo abordados os aspectos que influenciam as cargas de poluição pontual e difusa que afluem a uma albufeira. Para este tipo de solicitações, é natural que se deseje reduzir ao máximo ou mesmo evitar que haja afluência de cargas poluentes.

Os métodos de redução das cargas poluentes afluídas às albufeiras, através de sistemas de tratamento, não cabem no âmbito deste trabalho. Contudo, poderá muitas vezes ser desejável, e mesmo necessário, que tais métodos sejam desenvolvidos em conjunto com algumas das medidas aqui apresentadas.

6.2- DESTRATIFICAÇÃO DE UMA ALBUFEIRA

6.2.1- Introdução

A estratificação térmica é um fenómeno que tem motivado uma preocupação crescente em todas as pessoas ou entidades que utilizam a água proveniente de albufeiras que apresentam características de eutrofização. Enquanto que os efeitos da estratificação térmica nos balanços químico e biológico das albufeiras têm sido estudados com certa profundidade, o fenómeno associado à destratificação natural ou artificial só tem sido estudado praticamente do ponto de vista empírico. Concretamente, não foram ainda obtidas técnicas analíticas para explorar as consequências de uma "inversão térmica" natural, ou de uma mistura forçada que podem ser controladas pela intervenção humana.

A destratificação artificial surge muitas vezes como um meio necessário para se atingirem certos níveis de qualidade da água numa albufeira. As albufeiras com grandes profundidades e com tempos de residência relativamente elevados possuem em geral uma estratificação térmica mais acentuada, pelo que as experiências de destratificação artificial já realizadas têm mostrado melhores resultados em albufeiras relativamente pequenas.

Quem decide instalar um sistema para destratificar uma dada albufeira, ou alterar em certa medida a qualidade da água do hipolimnio, debate-se sempre com uma grande escassez de critérios de dimensionamento disponíveis na literatura, ou mesmo de informações dos fornecedores de equipamento. Torna-se pois sempre difícil estabelecer com precisão, por exemplo, qual deverá ser o caudal, qual o tempo de funcionamento, ou que quantidade de energia será utilizada.

Os princípios e as equações fundamentais do fenómeno de estratificação de uma albufeira foram apresentadas no capítulo 2. A esquematização da albufeira utilizada nos modelos unidimensionais, como uma série de elementos ou "fatias" horizontais justapostas, serve de base à aplicação das equações de balanço e de transporte de energia térmica.

6.2.2- Necessidade de uma técnica de previsão

Nos últimos anos têm sido propostos e testados uma variedade de métodos para a destratificação de albufeiras (SYMONS et al. 1970, DORTCH e HOLLAND 1980). Basicamente, têm sido usados dois grandes tipos de soluções: a "injecção" de ar na água, e a mistura provocada pela acção mecânica de uma bomba. Em alguns casos tem sido mesmo utilizada a técnica de "injecção" de oxigénio puro, em vez de ar.

O processo de destratificação hidráulica ou mecânica envolve o bombeamento de água de uma dada zona da albufeira e o lançamento dessa água para outra zona com densidade diferente. O jacto de água produzido motiva então circulação e mistura. No caso da destratificação pneumática, é criada uma pluma ascensional de ar e água que induz também circulação e mistura à medida que sobe até à superfície.

Os resultados obtidos com tais experiências têm também mostrado os méritos e as limitações destas técnicas. Se por um lado se obtém uma certa melhoria da qualidade da água, com uma melhor distribuição do oxigénio dissolvido, pode haver alguns efeitos negativos associados à destruição completa da

estratificação. Entre estes, pode apontar-se por exemplo a redistribuição de nutrientes e também, naturalmente, da energia térmica de que dependem as reacções biológicas.

Até à data, a avaliação de métodos alternativos tem sido substancialmente empírica, baseada em ensaios in situ. Para além de estes ensaios serem dispendiosos, em muitos casos foram desenvolvidos sem um conhecimento prévio das necessidades energéticas envolvidas, ou das prováveis consequências de uma mistura indiscriminada. De um modo geral, os rendimentos¹ obtidos são muito baixos, da ordem de 0,5% a 4% (JOHNSON 1980), e são difíceis de prever.

A incerteza está em larga medida relacionada com a ocorrência de destratificação devida a processos naturais de transferência de energia na interface ar-água, e da advecção de energia térmica. Para a avaliação de um método de destratificação alternativo é necessária uma técnica em que os processos de mistura artificiais sejam sobrepostos às forças naturais que tendem a resistir ou a aumentar a mistura, e em que seja possível representar a conjugação destes dois processos.

6.2.3- Simulação da destratificação por acção mecânica

Como atrás se referiu, têm sido propostas diversas técnicas para a destratificação de albufeiras. A técnica possivelmente mais simples é a do bombeamento directo de água de uma dada cota para outra onde passa ser sujeita à mistura com a água envolvente, e poder portanto modificar a distribuição vertical de certas propriedades da coluna de água.

Apresenta-se aqui uma técnica para a simulação da destratificação, uma vez que a estratificação esteja formada. O método poderá ser aplicado para se avaliarem as consequências de alternativas para a destratificação, em termos de um campo conhecido de temperaturas. Este método baseia-se num modelo matemático que foi desenvolvido para a previsão do comportamento térmico anual de albufeiras (ORLOB e SELNA 1970).

Neste método de mistura foca-se a atenção no modo como poderá variar a estabilidade da massa de água estratificada com diferentes valores de caudais bombeados e com as várias condições que correspondem ao início da mistura.

¹ energia teóricamente necessária para a destratificação sobre o consumo de energia.

Admite-se neste método que a água que é forçada a ir para a superfície a partir do fundo da albufeira se mistura completamente com a água da camada superficial ao longo de um dado intervalo de tempo. Esta mistura assim obtida, se for mais densa que a água da camada imediatamente inferior, passará para esta camada e misturar-se-á então aí, e assim por diante, até se obter uma coluna estável. Este processo é na realidade contínuo enquanto durar o bombeamento e enquanto for observável uma mudança gradual da distribuição de energia térmica ao longo da coluna de água.

Em função da época do ano e das quantidades de energia térmica transferidas através da superfície livre da albufeira, este processo para se quebrar a estabilidade pode ser contrariado pela tendência natural de estratificação, ou por uma mistura convectiva associada ao arrefecimento outonal. Para cada condição de estabilidade deverá existir uma taxa única de destratificação que, dentro de um período definido, possa devolver a coluna de água às condições isotérmicas.

Um índice adequado para a estabilidade da coluna de água é a energia potencial (E_p) necessária para restaurar a massa de água estratificada, devolvendo-a às condições isotérmicas, ou seja, para a misturar completamente. Esta quantidade de energia é simplesmente a diferença dos momentos das duas massas de água tal como se distribuem ao longo do eixo vertical, Z :

$$E_p = M_s \bar{Z}_s - M_m \bar{Z}_m \quad (6.1)$$

em que

M_s = massa de água total em condições de estratificação;

\bar{Z}_s = braço do momento entre o centro de gravidade da massa de água estratificada e um dado plano de referência;

M_m = massa de água destratificada ou misturada;

\bar{Z}_m = braço do momento para a massa de água destratificada ou misturada.

Para o caso da albufeira se encontrar estratificada, o momento é dado pelo seguinte integral em profundidade:

$$M_s \bar{z}_s = \int_{\text{prof.}} a \rho g z \, dz \quad (6.2)$$

em que

z = distância ao longo do eixo vertical;

ρ = massa específica da água (função da temperatura);

g = aceleração da gravidade;

a = área da secção transversal da coluna de água (função de z).

Para o caso de se verificar mistura completa, ou seja, para as condições isotérmicas, o momento é dado por:

$$M_m = \rho_m \int_{\text{prof.}} a g z \, dz \quad (6.3)$$

em que ρ_m é a massa volúmica correspondente à condição de isoterma. Sendo ρ_m um valor constante, os centros de massa e volume são coincidentes e o braço do momento é o relativo ao centro da curva de áreas inundadas - profundidades da albufeira.

Dado que no processo de mistura não é adicionada ou subtraída nenhuma quantidade de massa, ter-se-á $M_s = M_m$, vindo então para E_p a seguinte expressão:

$$E_p = M_s \Delta Z = \int_{\text{prof.}} a (\rho - \rho_m) g z \, dz \quad (6.4)$$

O valor de E_p pode ser calculado num determinado instante a partir da informação da estrutura térmica da albufeira, pela relação entre temperatura e densidade da água, e pela geometria da albufeira. Em geral, a energia potencial apresenta uma variação sazonal, com valores maiores nos meses de Junho a Agosto e valores relativamente baixos nos meses de Inverno, apresentando a curva uma forma do tipo gaussiano. Esta variação é uma característica das condições geométricas da albufeira, e das observações climatológicas, hidrológicas e de exploração da albufeira ao longo do ano.

Nesta curva de variação anual, o troço de crescimento corresponde à época de estratificação, representando o declive a taxa a que a energia potencial se acumula. Atinge-se normalmente um valor máximo em Julho, quando a estratificação é mais nítida. A partir daqui, a energia potencial decresce, devido em primeiro lugar ao arrefecimento da superfície livre, mas também pelo aumento dos caudais afluentes e pela exploração da albufeira.

O valor de E_p calculado desta maneira poderá servir para a estimativa dos custos de energia necessários para a destratificação completa da albufeira. A partir daí, e no caso de se tratar de um aproveitamento hidroeléctrico, poderá ser estimada a eventual redução percentual na produção média anual do aproveitamento para fazer face às necessidades de energia destinadas a eliminar os efeitos da estratificação. Poderá ainda fornecer para uma dada albufeira, e com base na experiência obtida anteriormente, uma indicação do grau de mistura a atingir com a utilização de uma certa quantidade de energia, com vista à melhoria dos valores de certos parâmetros de qualidade da água.

6.2.4- Destratificação por acção pneumática

6.2.4.1- Aspectos teóricos

Como se referiu, tanto a destratificação pneumática como a mecânica provaram ser eficientes em estudos experimentais realizados em albufeiras relativamente pequenas. Pela análise bibliográfica realizada, constata-se que a destratificação pneumática tem sido aplicada com uma frequência muito superior. A destratificação pneumática tem sido também utilizada em lagos e albufeiras com volumes de armazenamento relativamente grandes (volumes superiores a 120 hm³), tendo-se obtido resultados que variam entre o fraco e o bom (DORTCH 1980).

Os compressores e difusores utilizados para o arejamento e/ou destratificação de albufeiras têm sido quase sempre dimensionados com base num processo de tentativas, ou por analogia com casos semelhantes. Em muitos dos casos, se os primeiros resultados obtidos não eram satisfatórios, procedia-se ao aumento da capacidade do sistema instalado. Ainda hoje existe relativamente pouca informação que permita uma selecção e um dimensionamento sistemático para se ajustar às necessidades de uma dada albufeira.

Tal como no caso da destratificação mecânica, há basicamente dois grupos de parâmetros com influência no processo. No primeiro grupo incluem-se os factores naturais que existem mesmo independentemente do sistema de difusores a instalar. Estão neste grupo os factores meteorológicos, hidrológicos, e a geometria da albufeira. No segundo grupo incluem-se os factores que controlam o sistema de difusores do ar comprimido. Neste caso estão, por exemplo, a configuração do difusor (pontual ou em linha), a profundidade do difusor, o caudal de ar injectado, e o tamanho das bolhas de ar, que é uma função do diâmetro do orifício e do caudal de cada orifício.

Quanto ao tipo de configuração dos difusores, existe uma grande variedade em uso. Podem citar-se por exemplo os circulares, os pontuais, e os de linhas paralelas, sendo este último porventura o mais comum. Neste tipo, o ar é bombeado através de um conjunto de tubagens colocadas horizontalmente a uma dada profundidade, possuindo um grande número de orifícios ou difusores ao longo do seu comprimento. Este sistema permite criar uma cortina de bolhas de ar espalhada numa vasta região da massa de água.

O sistema de difusores pontuais consta do bombeamento de ar através de um conjunto de tubagens verticais que possuem na extremidade (colocada no hipolimnio) um único difusor. Este processo mostrou ser mais eficaz na destruição da termoclina, e permite obter perfis de temperatura e de oxigénio dissolvido praticamente uniformes entre a superfície livre e a cota a que estão colocados os difusores, ao contrário do que sucede com o sistema de difusores em linha. Contudo, com este último processo forma-se uma segunda termoclina à profundidade dos difusores, abaixo da qual se mantém imperturbado o hipolimnio.

O sistema de difusores pontuais causa em geral grandes velocidades de ascensão na cortina de bolhas de ar. Embora a transferência de energia a partir desta cortina não seja tão eficiente como nos difusores em linha, estabelece-se uma maior velocidade e quantidade de movimento na água que é atravessada pela cortina de bolhas de ar, o que permite uma mistura da água mais fria do hipolimnio com as águas da termoclina e do epilimnio e, consequentemente, uma destruição da forma típica dos perfis de temperatura.

Por outro lado, os difusores em linha causam valores muito menores da velocidade de ascensão das bolhas de ar. A água fria do hipolimnio não é então completamente trazida até à superfície, pelo que se cria uma zona de mistura entre o nível dos difusores e a termoclina.

Os perfis de qualidade mantêm neste caso a sua forma tradicional, tendo no entanto a zona do hipolimnio acima dos difusores valores de temperatura e de oxigénio dissolvido superiores à da zona abaixo da linha de difusores. Daqui resulta que a variação do caudal de ar injectado não afecta somente a eficiência da destratificação, como influencia significativamente a forma dos perfis de temperatura e de oxigénio dissolvido daí resultantes.

No que respeita ao tamanho, as bolhas de ar de grandes dimensões apresentam características de menor eficiência nas transferências gasosa e de energia. Tal facto deve-se a que a relação entre a área superficial e o volume de uma bolha de ar é maior nas bolhas de menor dimensão. Assim, as bolhas pequenas têm maior potencial para as transferências gasosas por unidade de volume de bolha de ar. As bolhas de menores dimensões têm também valores menores de coeficientes de arrasto, pelo que permitem uma maior transferência de energia de destratificação por unidade de volume de bolha de ar.

O tamanho das bolhas é uma função da dimensão do orifício, da diferença de pressões no orifício, da densidade do ar no orifício, e da tensão superficial do fluido receptor, sendo a dimensão do orifício e a diferença de pressões os parâmetros com maior significado. A adopção de orifícios de dimensões muito reduzidas poderá contudo conduzir a problemas de colmatção. Por todos estes motivos, o dimensionamento dos difusores e respectivos orifícios deverá obedecer a uma análise criteriosa.

De um modo geral, numa cortina densa de bolhas de ar existe um grande número de bolhas que atinge a superfície da água com uma reduzida transferência gasosa e de energia para a massa de água. Neste caso, um grande número de bolhas de ar será ineficazmente utilizado. Por outro lado, uma pluma concentrada muito provavelmente produzirá bolhas de grande dimensão, tanto por formação inicial como por coalescência.

Quanto à profundidade a que se colocam os difusores, deve ter-se em atenção que por este processo não se obtém mistura ou arejamento das camadas de água inferiores. Como tal, os difusores deverão ser localizados a grande profundidade por forma a que se consiga uma boa eficiência para destratificar ou arejar uma percentagem significativa do volume da albufeira. Por outro lado, é conveniente que os difusores sejam mantidos a alguma distância do fundo, para evitar a sua colmatção e a mistura com os sedimentos do fundo.

Em Portugal, foi utilizada esta técnica pela primeira vez em 1990 na albufeira de Vilar, no Rio Távora, que apresenta uma eutrofização acentuada durante a estiagem (GIL 1990). A albufeira de Vilar tem um volume total de armazenamento de cerca de 98 hm³ ao nível de pleno armazenamento. Os efeitos negativos da eutrofização faziam-se particularmente sentir na Central do Tabuaço, em que o sulfureto de hidrogénio presente na água turbinada estava na origem da corrosão acentuada de diverso material electro-mecânico.

O sistema que foi concebido incluía o bombeamento de ar através de um conjunto de difusores dispostos em tubagens de material plástico paralelas entre si, e perpendiculares às margens, a uma distância relativamente pequena da barragem. Apesar dos trabalhos se terem iniciado somente no princípio do mês de Agosto, os resultados obtidos foram bastante satisfatórios. Com a experiência adquirida, e com a entrada em funcionamento do sistema logo que se inicie o consumo de oxigénio no hipolimnio, prevê-se a obtenção de melhores resultados nos próximos anos.

6.2.4.2- Exemplo de aplicação para avaliação de custos

Para efeitos de quantificação de custos decorrentes da utilização deste método, tomou-se a albufeira de Bemposta, e os resultados da simulação efectuados para o ano de 1985. Avaliou-se em primeiro lugar a quantidade de oxigénio a fornecer ao sistema. Esta quantidade de oxigénio a fornecer ao hipolimnio deverá compensar o consumo do oxigénio dissolvido, também conhecido por "respiração da albufeira".

O valor deste parâmetro é avaliado a partir da evolução temporal de oxigénio dissolvido numa parte da albufeira, abaixo da termoclina. Com base nos resultados obtidos com a simulação em modelo, constata-se que o período de maior consumo se verificou entre 1 de Junho e 1 de Julho, em que se registou um valor de 2,0 mg/l.mês. Sendo o volume de água abaixo da termoclina de cerca de 85 hm³, a quantidade mensal de oxigénio a fornecer será então de 170000 kg. A este valor corresponde um caudal de oxigénio dissolvido de 180 m³/h, ou ainda de cerca de 900 m³/h de ar.

Admitiu-se neste exemplo um sistema composto basicamente por um compressor de ar e uma rede de tubagens de polietileno de alta densidade, com pequenos orifícios difusores, mergulhadas a trinta metros. Nestas condições, e para aquele caudal de ar a fornecer, será necessário um

compressor com uma potência de cerca de 110 kW, cujo custo, a preços correntes, ronda os 12000 contos. O custo do fornecimento e montagem da rede de tubagens, mais todo o equipamento auxiliar necessário, não deverá ultrapassar os 3000 contos, pelo que se poderá estimar em cerca de 15000 contos o custo de investimento necessário à construção de tal sistema.

Admitindo-se que este sistema terá de funcionar, em contínuo, durante quatro meses, será consumida uma energia de cerca de 320000 kWh. O custo desta energia, admitindo-se para o kWh um valor de 18\$00, será pois de 5760 contos. O custo energético calculado representa, para o valor de produção anual garantida em Bemposta de 569 GWh, cerca de 0,06%, ou 0,03% em relação à produção anual média (1069 GWh). Este custo representa também, em termos de oxigénio fornecido, um valor de cerca de 8\$50 por cada kg de oxigénio por hora.

De qualquer modo, aquele valor deverá ser visto como um valor máximo, já que, muito provavelmente, não será necessário bombear continuamente durante todo o tempo. Para tal, o processo de bombeamento de ar deverá ser acompanhado de uma monitorização do estado da qualidade da água do hipolimnio.

Parece pois poder dizer-se que tanto os custos de investimento como os custos de exploração apresentam valores relativamente reduzidos face tanto aos custos do aproveitamento, como aos custos da produção hidroelétrica. Por outro lado, e mediante os resultados francamente positivos que tal medida poderá acarretar, afigura-se que tal sistema poderá ser bastante vantajoso numa análise de custos/benefícios.

6.2.4.3- Utilização de oxigénio puro

Como alternativa ao sistema descrito de bombeamento de ar para o hipolimnio, pode considerar-se o processo de injeção de oxigénio puro, tendo este processo sido utilizado recentemente, por exemplo, numa albufeira em França (RIGOUARD e BRANDEL 1985). Este processo exige naturalmente compressores menos potentes em relação ao sistema de ar, para valores idênticos de caudal de oxigénio a fornecer à albufeira.

No entanto, este sistema exige normalmente o uso de difusores a instalar no fundo da albufeira, para garantir uma eficiente mistura do oxigénio na massa de água. Para além disso, o custo do oxigénio consumido tem de ser tido em

conta, para além do facto de o armazenamento deste gás exigir cuidados especiais.

Em condições semelhantes às do exemplo anterior, os custos de investimento seriam neste caso ligeiramente inferiores, da ordem de 9000 contos. O custo energético seria também inferior, da ordem dos 1150 contos por ano, mas o custo do oxigénio consumido rondaria os 13000 contos, resultando neste caso um custo de exploração de cerca de 20\$80 por kg de oxigénio fornecido por hora. Por estas razões, a solução de bombeamento de ar afigurar-se-ia neste caso mais favorável.

6.2.5- Bombeamento da água do hipolimnio para a superfície

Com este método, a água do hipolimnio é bombeada para a superfície, onde é arejada pelo contacto com a atmosfera, e é transportada de volta ao hipolimnio. Neste processo, não existe qualquer mistura entre a água do hipolimnio e a do epilimnio. Existem pois dois circuitos independentes, um ascendente e outro descendente, que fazem a ligação entre a água do hipolimnio e a superfície.

Este método só tem tido alguma aplicabilidade em casos especiais, como por exemplo quando não é de todo desejável que a qualidade da água superficial seja afectada pela do hipolimnio. Para além disso, é um método com eficiências relativamente baixas.

6.2.6- Factores que afectam a destratificação

O sucesso de qualquer medida para a destratificação de uma albufeira depende de alguns factores, nomeadamente:

- 1º) A estabilidade da coluna de água no instante em que se inicia a destratificação;
- 2º) A razão com que a energia térmica é armazenada na albufeira, e como essa energia se distribui na coluna de água;
- 3º) A razão com que a energia para a destratificação pode ser fornecida ao sistema, e o modo como essa energia é fornecida.

De acordo com DORTCH 1980 pode dizer-se que, tanto para a destratificação hidráulica como para a pneumática, a velocidade de destratificação é directamente proporcional à potência utilizada no sistema de

"injecção" (água ou ar), e é inversamente proporcional ao volume da albufera e à diferença de densidades entre o epilimnio e o hipolimnio.

De acordo com o mesmo autor, e para além dos factores referidos, há dois parâmetros adimensionais que têm grande influência na análise da destratificação artificial hidráulica ou mecânica. O primeiro destes parâmetros é o tempo normalizado t^* , dado por:

$$t^* = t Q / V_a \quad (6.5)$$

em que

t = tempo de duração do bombeamento (horas);

Q = caudal bombeado (m^3/h);

V_a = volume da albufera (m^3).

Como é natural, quanto maior for o valor de t^* , maior será a percentagem do volume de água misturado. No entanto, a razão a que se processa esta mistura é função de um segundo parâmetro, o número de Froude densimétrico, F_d , dado por:

$$F_d = \frac{V}{\left(\frac{\Delta \rho}{\rho} g D \right)^{1/2}} \quad (6.6)$$

em que

V = velocidade média do jacto à saída do difusor (m/s);

g = aceleração da gravidade (m/s^2);

D = diâmetro da cada difusor (m);

ρ = massa específica de referência, da água ($\approx 1000 \text{ kg/m}^3$);

$\Delta \rho$ = diferença de massa específica entre o epilimnio e o hipolimnio (kg/m^3).

Este segundo parâmetro revelou-se de grande influência na evolução temporal da mistura induzida. Foi também verificado que, para um dado valor de percentagem de mistura, o valor de t^* diminuía com valores crescentes do número de Froude F_d .

6.3- TOMADA DE ÁGUA SELECTIVA

A tomada de água selectiva constitui uma forma bastante eficaz de se controlar a qualidade da água captada numa albufeira, ou da água lançada para jusante. Este processo tem uma aplicação especial nas albufeiras que apresentam uma época de estratificação térmica bem demarcada, com uma acentuada variação em profundidade não só da temperatura como também de outros parâmetros de qualidade da água.

Uma tomada de água selectiva, a vários níveis, pode fazer face não só às variações do nível da superfície livre da albufeira, mas também permitir a extracção da água com melhor qualidade. Durante o Verão, uma descarga superficial numa albufeira estratificada será relativamente quente, bem oxigenada e com baixos teores de nutrientes, ao passo que a água lançada através de tomadas profundas será fria, com pouco oxigénio dissolvido, rica em nutrientes, e poderá eventualmente conter elevadas concentrações de ferro, manganês, e/ou sulfureto de hidrogénio. Na realidade, grandes concentrações de ferro e manganês na água descarregada podem ser suficientes para que se verifique a sua precipitação no rio, a jusante.

Com o processo de tomada de água selectiva, pretende-se basicamente dispor de um conjunto de alternativas para a tomada de água a várias profundidades, seja a água destinada a um sistema de captação, seja para o lançamento de água para jusante através de um circuito hidráulico na barragem. Com estas alternativas de tomada de água, será não só possível fazer face às variações da cota da superfície livre da albufeira, como também às variações dos valores dos parâmetros de qualidade com a profundidade. Assim, e em cada instante, será possível seleccionar qual a cota mais conveniente para a extracção de água da albufeira.

Se um sistema de tomada de água selectiva for planeado e concebido no início (fase de projecto) de um dado aproveitamento, os custos associados à sua construção envolve verbas que são por certo relativamente pequenas face aos custos de investimento. Quando se trata de um aproveitamento já existente, e que por razões várias se pretende construir uma estrutura de tomada de água selectiva, os custos envolvidos são necessariamente de uma ordem de grandeza superior, para além de se irem introduzir problemas de exploração durante a sua construção. Entre estes, e porque normalmente haverá lugar neste caso ao rebaixamento acentuado do nível de água da albufeira, devem apontar-se os de ordem ecológica.

Casos há contudo que, por motivo de alteração das circunstâncias relacionadas com a gestão dos recursos hídricos de uma dada região, se tem de encarar a construção de estruturas de tomada selectiva em aproveitamentos já existentes. Em Portugal pode citar-se o caso da albufeira de Castelo do Bode, inicialmente um aproveitamento quase exclusivamente hidroeléctrico, e posteriormente integrado no sistema de reforço do abastecimento de água à região de Lisboa.

Nos Estados Unidos da América, o Bureau of Reclamation construiu nos anos cinquenta e sessenta uma grande quantidade de barragens de fins múltiplos, destinadas fundamentalmente à irrigação, ao abastecimento de água e à produção de energia hidroeléctrica. Mais tarde, com os crescentes problemas de poluição nos rios, e com as correspondentes preocupações ambientais das populações, tiveram de se encarar medidas para a melhoria da qualidade da água lançada para jusante.

Desta forma, começaram a desenvolver-se vários estudos teóricos e experimentais para a previsão dos efeitos da tomada de água selectiva (e.g. FRUH e MASCH 1972). Destes estudos resultou a construção, por vezes dispendiosa, de estruturas de tomada de água selectiva em algumas barragens, com a consequente obtenção de resultados francamente satisfatórios.

6.4- INJEÇÃO DE OXIGÉNIO NO CIRCUITO HIDRÁULICO

Em certos casos, o problema de uma albufeira relaciona-se com os baixos teores de oxigénio dissolvido que existem nos caudais que são lançados para jusante, por exemplo através do circuito hidráulico de produção de energia hidroeléctrica. Este problema ocorre em geral em albufeiras com uma época de estratificação bem demarcada, e em que as cotas de entrada do circuito hidráulico se encontram sempre abaixo da termoclina.

Em Portugal, a albufeira de Bemposta, no Rio Douro, é um exemplo deste tipo de problemas. O principal efeito visível associado a esta situação é o desaparecimento da vida piscícola a jusante, motivado por falta de oxigénio dissolvido.

Para evitar este problema, uma medida que se tem encarado recentemente consta da injeção de oxigénio puro num local apropriado do próprio circuito hidráulico da barragem. Desta forma, e dada a grande turbulência do escoamento, obtém-se rapidamente uma boa mistura do gás na água,

permitindo que os caudais tenham à saída os valores desejados de oxigénio dissolvido.

Para a execução deste processo, é possível fazer uma estimativa dos seus custos. Para tal, vai-se admitir um cenário relativo a uma albufeira fictícia, com um período de completa anoxia, abaixo da termoclina, durante quatro meses. Se se admitir um caudal turbinado, de referência, igual a 10 m³/s, e se se desejar um valor de oxigénio dissolvido igual a 5 mg/l à saída, o caudal deste gás a ser injectado será de 180 kg/h. Ao fim do período de estiagem, e admitindo um funcionamento das turbinas a meio tempo, a massa de oxigénio injectada seria de cerca de 260 toneladas.

Os custos desta solução repartem-se essencialmente pelos de primeiro investimento (instalação do equipamento), custos de manutenção (consumo de oxigénio), e custos energéticos. O custo da instalação necessária ao fornecimento daquela quantidade de oxigénio, incluindo um compressor de 22 kW, injectores, e aparelhos diversos de comando e controlo, pode estimar-se actualmente em cerca de 5000 contos, o que é um valor francamente baixo quando comparado com os custos de investimento das barragens. Parte importante daquele valor é o custo do compressor, que é função do caudal de gás necessário, que pode variar bastante em função do caudal médio turbinável durante a estiagem, e da diferença de pressão a garantir.

O custo do oxigénio pode estimar-se, com base em valores correntes, em cerca de 25\$00/incluindo a imobilização do reservatório. O custo anual de oxigénio consumido seria então, neste caso, de cerca de 4800 contos.

Quanto aos custos energéticos relativos a este cenário, e admitindo-se um valor de 18\$00 para o custo do kWh, o seu valor rondaria os 570 contos, relativos a um consumo de 32000 kWh. O custo de exploração traduzir-se-ia neste caso num valor de cerca de 20\$65 por kg de oxigénio fornecido, ou ainda de 0\$10 por cada m³ de água oxigenada lançada para jusante.

O custo energético calculado representa, para um aproveitamento com um valor de produção anual garantida relativamente baixo, como é o caso de Vilar (108 GWh), cerca de 0,03%. Traduzindo também os custos de consumo de oxigénio em termos de energia eléctrica, obtém-se um valor de 0,28% relativamente à produção anual garantida, ou 0,20% em relação à produção anual média (em Vilar, é de 149 GWh).

6.5- OUTRAS MEDIDAS

Existe um conjunto de outras medidas destinadas a melhorar a qualidade da água em albufeiras mas que têm um menor campo de aplicação, ou são predominantemente destinadas a resolver certos casos particulares. Entre estas, podem citar-se (JØRGENSEN 1980): redução da concentração de biomassa, precipitação do fósforo da albufeira, arejamento dos sedimentos, remoção dos sedimentos, cobertura dos sedimentos, e admissão de água não poluída.

A redução da concentração de biomassa tem sido experimentada recorrendo a processos tais como a introdução de animais herbívoros (e. g. cobras e carpas), a aplicação de herbicidas, ou a colheita de macrófitas. Estes processos, para além de terem um controlo difícil, não têm tido resultados muito positivos.

A precipitação dos fosfatos numa albufeira pode ser conseguida através do sulfato de alumínio. A aplicação deste processo a vários lagos mostrou que os resultados obtidos, embora satisfatórios, não duram muito. Todavia, poderá ser um processo adequado se for acompanhado de outras medidas de recuperação da qualidade da água.

Os sedimentos desempenham um papel muito importante nos ciclos de nutrientes nas albufeiras. Os nutrientes podem acumular-se nos sedimentos e, em condições anaeróbias, podem libertar-se quantidades importantes de fósforo, por exemplo. O princípio do arejamento dos sedimentos é idêntico ao do arejamento da água do hipolimnio. A diferença consiste em saber se o arejamento se foca na concentração de oxigénio da água ou da superfície dos sedimentos. Uma outra possibilidade de arejamento dos sedimentos, ainda que de difícil execução em certos casos, consiste no rebaixamento temporário do nível da superfície livre da albufeira.

A remoção dos sedimentos do fundo da albufeira mostrou, em alguns casos, bons resultados, em termos de diminuição da concentração de fósforo, redução do crescimento de algas, desaparecimento de algumas espécies de algas, e aumento da transparência. Este processo pode conduzir a resultados bastante bons, desde que se controle uma redução efectiva do fósforo total afluído à albufeira.

A cobertura dos sedimentos do fundo de uma albufeira evita a libertação de nutrientes para a massa de água. Têm sido sugeridas técnicas tais como a

aplicação de plásticos, cinzas, areia rica em ferro, ou argila. Embora o método seja mais económico que a remoção dos sedimentos, tem contudo as desvantagens de as melhorias conseguidas não serem permanentes, e de alterar as condições naturais do bentos.

A admissão de água não poluída, com baixas concentrações de nutrientes, permite a diluição da água da albufeira e a lavagem dos sedimentos. Embora este processo seja bastante atraente pelos resultados que se poderão atingir, nem sempre será possível dispôr de uma grande quantidade de água de boa qualidade.

Como se referiu, cada albufeira com um dado problema de qualidade da água constitui normalmente um caso particular para o qual se tenta definir um conjunto de soluções muito específico. Só em face do conhecimento de todas as características do problema é possível pensar no tipo de medida mais adequada e eficaz para a sua resolução.

Ainda recentemente (The California Aggie, 25 de Julho de 1991) se deu um desastre ecológico no Rio Sacramento, no Norte do estado norte-americano da Califórnia, para o qual foi posta em prática uma técnica muito específica para o controlo da qualidade da água. O descarrilamento de um comboio com um vagão-cisterna cheio de um herbicida altamente tóxico (metasódio) provocou uma descarga enorme deste produto no rio, um pouco a montante da albufeira de Shasta, que constitui uma das principais reservas de água superficial da Califórnia destinada à rega e ao abastecimento de água.

Após uma rápida operação de monitorização para o acompanhamento da deslocação da mancha tóxica, com densidade superior à da água, estabeleceu-se na albufeira um grande dispositivo para a resolução deste problema. Neste caso, foram aplicados simultaneamente dois processos: o arejamento através da injeção de ar, e a dissipação do produto químico pela injeção de água. A cortina de arejamento, formada pela injeção de ar, destinava-se por um lado a conduzir a substância química até à superfície do lago, onde se dissiparia, e também a bloquear a difusão do produto tóxico.

Para o efeito, foram colocadas várias jangadas improvisadas sobre as quais estavam veículos a partir dos quais se faziam as referidas injeções de ar e de água. Os resultados obtidos foram francamente positivos, tendo-se extinto a mancha tóxica menos de quinze dias após o acidente.

Para além de medidas deste tipo, concebidas para a resolução de problemas muito particulares, existe um conjunto de medidas não estruturais que se prendem mais com a exploração e a manutenção de uma albufeira. Está neste caso, por exemplo, a abertura da descarga de fundo da barragem. Tal abertura pode destinar-se não só ao esvaziamento da albufeira, que eventualmente nunca será necessário, mas também ao lançamento de caudais ditos "ecológicos" para jusante.

O lançamento de água através da descarga de fundo deverá arrastar também uma certa quantidade de material sólido, quantidade essa que, em princípio, será tanto maior quanto menor for a frequência da sua operação. Como tal, a abertura deste órgão de segurança da barragem deverá ser feita com certa regularidade. Desta forma, poderá ainda ser evitado o receio muitas vezes presente, e justificado, quando se trata de proceder à abertura da descarga de fundo que esteve fechada durante muitos anos.

Quanto aos efeitos da abertura da descarga de fundo sobre a remoção de lodos acumulados no fundo da albufeira, a sua eficiência não é em geral muito significativa. De facto, o campo de correntes formado pelo escoamento afecta o arrastamento de partículas numa área relativamente pequena em torno da boca de entrada da descarga de fundo.

Quando ao fim de alguns anos de vida de uma albufeira existe uma quantidade importante de sedimentos no fundo, e aos quais está associada uma significativa carência de oxigénio, deve encarar-se uma forma de os remover. Para a limpeza dos lodos do fundo a forma mais eficaz é a de remoção mecânica, recorrendo-se por exemplo ao uso de dragas de sucção ou de baldes.

CAPÍTULO 7 - CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

7.1- CONCLUSÕES GERAIS

As albufeiras constituem sistemas de particular importância nos recursos hídricos de uma região. Face aos crescentes problemas ambientais, a análise da qualidade da água de uma albufeira afigura-se cada vez mais como uma necessidade. Esta análise deverá começar na fase de planeamento, devendo posteriormente ser tida em devida conta na fase de concepção, e por fim ao longo da sua exploração.

O estudo da qualidade da água de uma albufeira, ou de um conjunto de albufeiras, exige a participação de um conjunto de técnicos especialistas em diversas matérias. Com o desenvolvimento das capacidades computacionais registadas nas últimas três décadas, a modelação matemática tornou-se um meio precioso para o estudo da qualidade da água em albufeiras. A sua aplicação pode situar-se tanto ao nível do planeamento, como ao nível da exploração.

A utilização de modelos matemáticos de simulação da qualidade da água em albufeiras representa um meio muito vantajoso para o seu estudo face à possibilidade de representar o comportamento de um sistema complexo, com a intervenção de muitos constituintes, com tempos de cálculo e custos computacionais relativamente reduzidos. O grau de representação do sistema real, a que corresponde um determinado nível de detalhe computacional, é muitas vezes condicionado pelo conjunto de dados disponíveis.

Da revisão de literatura efectuada constata-se que existe actualmente um estado de conhecimentos relativamente avançado para a modelação matemática da qualidade da água em albufeiras. O estado das aplicações não se situa todavia ao mesmo nível. Tal facto deve-se a várias razões, entre as quais se destaca a falta de dados em quantidade e qualidade para a utilização adequada dos modelos. Outras razões prendem-se, por exemplo, com a ausência de interdisciplinaridade nos estudos de qualidade da água em albufeiras.

A aplicação de dois modelos de simulação da qualidade da água a quatro casos concretos no Norte do país, veio permitir realçar o interesse da aplicação de tais modelos. Apesar de os dados disponíveis não terem sido em geral abundantes, foi possível constatar as potencialidades resultantes da utilização de modelos de simulação.

Como uma ferramenta de planeamento, os modelos poderão sugerir a adopção atempada de determinado conjunto de medidas por forma a acautelar futuras situações de difícil, ou onerosa, solução. Como ferramenta de gestão, os modelos poderão dar uma resposta rápida a questões diversas relacionadas por exemplo com problemas do uso da água para determinados fins, da alteração do comportamento do sistema face a novas solicitações, ou do licenciamento de novas fontes poluentes afluentes à albufeira.

Os casos estudados foram seleccionados entre um conjunto de albufeiras com problemas detectados de qualidade da água. No entanto, só para as quatro escolhidas se dispunha de um número mínimo de dados que permitia a aplicação de modelos de simulação.

De um modo geral, pode dizer-se que os dados disponíveis em maior quantidade e qualidade (detalhe, registo magnético) são os relativos aos caudais, fornecidos pela Electricidade de Portugal. Os dados meteorológicos necessários aos modelos dizem respeito às estações meteorológicas do Instituto Nacional de Meteorologia e Geofísica, que se situam quase sempre em locais muito distantes das albufeiras em estudo. Os dados meteorológicos dos anos mais recentes encontram-se também disponíveis em registo magnético, mas apresentam por vezes falhas de registo de informação.

O principal problema de dados diz respeito aos parâmetros de qualidade da água. Se bem que existam nalguns casos alguns perfis de qualidade nas albufeiras, raramente se dispõe do conhecimento das características de qualidade da água das afluentes às albufeiras. A este respeito, seria desejável que a nível da rede nacional de qualidade da água fossem escolhidas algumas estações de medição a montante das principais albufeiras do país.

A batimetria do fundo das albufeiras constitui também um problema para a modelação matemática. Em geral, dispõe-se das curvas de áreas inundadas e de volumes acumulados que, para os modelos unidimensionais, são suficientes. No entanto, e em especial para os sistemas que exigem a

aplicação de modelos de resolução superior, raramente existe informação batimétrica adequada.

Tal como em quase todas as áreas, também nas questões de qualidade da água se deve adoptar, sempre que possível, uma atitude de prevenção. Como tal, as referências efectuadas no capítulo sexto sobre métodos de resolução de alguns problemas mais correntes de qualidade da água em albufeiras inserem-se num conjunto de medidas que, na maioria dos casos, se revestem de custos elevados e resultados moderadamente satisfatórios, e que poderiam ter sido evitadas. O uso dos modelos de simulação poderá ter por certo, também aqui, um importante contributo.

7.2- SUGESTÕES PARA O PROSSEGUIMENTO DOS TRABALHOS NESTA ÁREA DE INVESTIGAÇÃO

Pretendeu-se com o presente trabalho dar uma contribuição para o desenvolvimento dos conhecimentos sobre a gestão dos recursos hídricos em Portugal. A importância destes recursos, e a preservação da sua qualidade, exigem um esforço continuado e multidisciplinar, que inclui uma investigação permanente.

No campo da modelação matemática, várias linhas de investigação se apresentam, como um desafio às próprias necessidades de resolução dos problemas que se colocam à Engenharia Ambiental. Compreendendo os modelos matemáticos de simulação da qualidade da água em albufeiras uma grande diversidade de aspectos, existem desde logo vários campos para futuros trabalhos de investigação.

Em primeiro lugar, e no campo estritamente computacional, deverão ser investigadas novas técnicas de simulação tirando partido das enormes capacidades que o cálculo automático hoje oferece. Concretamente, a técnica dos autómatos celulares poderá vir a revelar-se de grande utilidade em estudos desta natureza.

Dentro das técnicas de modelação tradicionais, existem também várias linhas de investigação em aberto. Tal é o caso, por exemplo, dos modelos bidimensionais (no plano X-Y), com estratificação. Para este tipo de modelos, que poderão ter grande aplicação às albufeiras portuguesas, não se dispõe ainda de modelos de utilização acessível e de uso generalizado.

Outro exemplo ainda, é o caso da modelação do transporte de sedimentos em suspensão que, especialmente na época de cheias, se reveste de particular interesse. Para além dos aspectos relativos ao transporte, existe um conjunto de interacções dos sedimentos com certos constituintes cujo conhecimento é ainda bastante rudimentar.

Por outro lado, cada vez mais os modelos se devem colocar à disposição dos agentes responsáveis pelo planeamento e pela gestão dos recursos hídricos. Como tal, os modelos deverão permitir uma fácil acessibilidade e uma utilização flexível. Para atingir estes objectivos, deverão ser investigadas melhores interfaces com o utilizador, possibilitando por um lado uma forma mais simples e eficaz de entrada de dados, e por outro uma apresentação mais clara e sintética dos resultados.

Fora do âmbito específico da modelação matemática, afigura-se cada vez mais necessária a integração de vários meios informatizados em sistemas de gestão dos recursos hídricos de uma dada região. Assim, outro trabalho de investigação necessário diz respeito à interligação de vários modelos e de bases de dados, por forma a se poder dispôr de um meio interactivo de troca de informação que possibilite um conhecimento completo de um dado sistema que conduza a uma gestão bem fundamentada.

Um aspecto importante na modelação é, como se referiu, a disponibilidade de um conjunto válido de dados. Em Portugal, os dados com interesse para a modelação da qualidade da água em albufeiras são de um modo geral em número reduzido, e encontram-se dispersos por várias entidades, e sob várias formas. Parece pois recomendável dispôr-se, pelo menos a nível dos órgãos responsáveis pela gestão dos recursos hídricos de uma dada região, de uma base de dados que contemple as informações fisiográficas, hidrológicas, meteorológicas e de qualidade da água com interesse para os sistemas fluviais em geral, e para as albufeiras em particular.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abbott, M. B.; Cunge, J. A. (1982) - Engineering Applications of Computational Hydraulics, Vol. 1. Pitman, London.
- Acres Consulting Services Limited (1973) - The Trent Basin: Analysis of the System. Report to the Department of Indian and Northern Affairs, USA.
- Baca, R. G., *et al.* (1973) - Explore I: a River Basin Water Quality Model. Pacific Northwest Laboratories, Battelle Memorial Institute, Washington, USA.
- Baca, R. G., *et al.* (1974) - A Generalized Water Quality Model for Eutrophic Lakes and Reservoirs. Report to EPA 211B01601, Pacific Northwest Laboratory, Battelle Memorial Institute, Washington, USA.
- Baca, R. G.; Arnett, R. C. (1976) - A Finite Element Water Quality Model for Eutrophic Lakes. Proc. Intern. Conference in Finite Elements in Water Resources, Princeton University, Princeton, New Jersey, USA.
- Bather, J. A. (1962) - Optimal Regulation Policies for Finite Dams. J. Soc. Ind. Appl. Math., 10, pp. 395-423.
- Baumgartner, A.; Reichel, E. (1975) - The World Water Balance. R. Oldenbourg Verlag, Munique.
- Beard, L. R. (1975) - Models for Optimizing the Multipurpose Operation of a Reservoir System. Proc. of the Symposium and Workshops on the Application of Mathematical Models in Hydrology and Water Resources Systems, Bratislava, Checoslováquia.
- Bechard, D.; *et al.* (1981) - The Ottawa River Regulation Modeling System (ORMS). Proc. of the International Symposium on Real-Time Operation of Hydrosystems, Vol. 1, pp. 179-198, University of Waterloo, Ontario, Canada.
- Beck, M. B.; Straten, G. V. (1983) - Uncertainty and Forecasting of Water Quality. International Institute for Applied Systems Analysis (IIASA), Springer-Verlag, Berlin, Germany.
- Becker, L.; Yeh, W. W.-G. (1974) - Optimization of Real-Time Operation of Multiple Reservoir Systems. Water Resources Research, Vol. 10, No. 6, pp. 1107-1112.
- Bella, D. A.; Dobbins, W. E. (1968) - Difference Modeling of Stream Pollution. Journal of Sanitary Eng. Div. ASCE, V.94, SA5, pp. 995-1016.
- Bella, D. A. (1976) - Simulating the Effect of Sinking and Vertical Mixing on Algal Population Dynamics. Journal of Water Poll. Control Fed., V.42, No.5, Part 2, pp. R140-R152.

- Benqué, J.-P.; Hauguel, A.; Viollet, P.-L. (1982) - Engineering Applications of Computational Hydraulics, Vol. 2. Pitman, London.
- Biswas, A. K. (Ed.) (1981) - Models for Water Quality Management. Prepared for the United Nations Environment Programme, McGraw-Hill, USA.
- Bohan, J. P.; Grace, J. L. (1969) - Mechanics of Flow Form from Stratified Reservoirs in the Interest of Water Quality: Hydraulic Laboratory Investigation. Army Engr. Waterways Experiment Station, Vicksburg, Tech. Rep. No. H-69-10, USA.
- Brogueira, M. J.; Pereira, H. (1988) - Seasonal and spatial variability of the physicochemical characteristics of deep maranhão reservoir, south of Portugal. *Arch. Hydrobio.*, Vol. 113, No. 4, pp. 501-518, Stuttgart.
- Buchanan, R.; Bras, R. (1981) - Study of Real-Time Adaptive Closed-Loop Control for Reservoir Operation. Ralph M. Parsons Laboratory, Tech. Rep. No. 265, Dept. of Civil Engineering, MIT, Cambridge, Massachusetts, USA.
- Buras, N. (1963) - Conjunctive Operation of Dams and Aquifers. ASCE, Journal of the Hydraulics Division, Vol. 89, No. HY6.
- Buras, N. (1965) - The Optimization of Large Scale Water Resource Systems: Operational Aspects - Part 1: Conceptual Framework. University of California, Los Angeles, USA.
- Burt, W. V. (1958) - Heat Budget Terms for Middle Snake River Reservoirs. U. S. Fish and Wildlife Service, Ref. 58-7, December, USA.
- Burt, W. V. (1960) - A Forecase of Temperature Conditions for the Reservoir Behind the Proposed Bruces Eddy Dam. Water Research Associates, Corvallis, Oregon, USA.
- Burt, W. V. (1963) - Preliminary Study on the Predicted Water Changes of the Lower Snake River. Water Research Associates, Corvallis, Oregon, USA.
- Butcher, W. (1971) - Stochastic Dynamic Programming for Optimum Reservoir Operation. Water Resources Bulletin, Vol. 7, No. 1, pp. 115-123.
- Câmara, A. S., *et al.* (1987a) - A New Method for Qualitative Simulation of Water Resources Systems, 1 - Theory. Water Resources Research, 23, 11, 2015.
- Câmara, A. S., *et al.* (1987b) - A New Method for Qualitative Simulation of Water Resources Systems, 2 - Applications. Water Resources Research, 23, 11, 2019.
- Câmara, A. S., *et al.* (1987c) - Linguistic Dynamic Simulation - A New Approach. Simulation, 49, 5, 208.
- Câmara, A. S., *et al.* (1990) - Multidimensional Simulation Applied to Water Resources Management. Water Resources Research, 26, 9, 1877.

- Câmara, A. S., *et al.* (1991a) - Pictorial Simulation Applied to Water Quality Modeling. *Water Science and Technology*, 24, 6, pp. 275-281.
- Câmara, A. S. (1991b) - Multidimensional Modeling for Water Resources Management. in D. P. Loucks, ed., *Computer Aided Support Systems for Water Resources Management*, Springer Verlag, Berlin.
- Cartwright, E. B. (1987) - Iron and manganese in stratified reservoirs. M. Sc. Thesis, Dept. of Civil Engineering, University of California, Davis, USA.
- Casas, J. L. O., *et al.* (1984) - Aportacion de Nutrientes y Eutrofizacion de Embalses. Centro de Estudios y Experimentacion de Obras Publicas, Ministerio de Obras Publicas y Urbanismo, España.
- Cardoso, M. T. C. (1985) - Eutrofização Cultural: Causas e Consequências. Instituto Superior de Agronomia, Lisboa.
- Castro, P. P., *et al.* (s/data) - Dynamic Water Quality Modeling Using Cellular Automata. Aceite para publicação na revista *Water Resources Research*.
- Charnes, A.; Cooper, W. W.; Symonds, G. H. (1958) - Cost Horizons and Certainty Equivalents: An Approach to Stochastic Programming of Heating Oil. *Management Science*, Vol. 4, No. 3.
- Chen, C. W. (1970) - Concepts and Utilities of (an) Ecological Model. *Journal Sanitary Engr Division ASCE*, V.95, SA5, Paper No. 7602, USA.
- Chen, C. W.; Orlob, G. T. (1972) - Ecologic Simulation for Aquatic Environments. Final Report, Water Resources Engineers (WRE), Inc., Walnut Creek, California, USA.
- Chen, C. W. (1972) - Limnological Study for Helms Pumped Storage Project. Report prepared for the Pacific Gas and Electric Company, by Water Resources Engineers, Walnut Creek, California, USA.
- Chen, C. W.; Orlob, G. T. (1975) - Ecologic Simulation for Aquatic Environments. Chapter 12, *Systems Analysis and Simulation in Ecology*, Vol. III, Academic Press, Inc., New York, USA.
- Chen, *et al.* (1975) - A Comprehensive Water Quality - Ecologic Model for Lake Ontario. Rep. to Great Lakes Env. Res. Lab., Tetra Tech, Inc., USA.
- Cheng, R. T.; *et al.* (1976) - Numerical Models of Wind Driven Circulation in Lakes. *Applied Math. Modeling*, Vol.1, pp. 141-159, USA.
- Codell, R. B. (1973) - Digital Computer Simulation of Thermal Effluent Dispersion in Rivers, Lakes, and Estuaries. Army Missile Research, Development and Eng. Lab., Redstone Arsenal, Alabama, Tech. Rep. RS-74-16, USA.
- Croley, T. E. (1974) - Sequential Deterministic Optimization in Reservoir Operation. *ASCE, Journal of the Hydr. Div.*, Vol. 100, HY3, pp. 443-459.

- Csanady, G. T. (1980) - Turbulent Diffusion in the Environment. D. Reidel Publication Company, Dordrecht, The Netherlands.
- Debler, W. R. (1958) - Stratified Flow in a Line Sink. Journal Div. of Engr. Mech. ASCE, Vol. 85, EM3, USA.
- Decell, J. L. (1972) - A Mathematical Model for Preliminary Evaluations of Candidate Reservoir Systems. U. S. Army Eng. Waterways Experiment Station, Vicksburg, Tech. Rep. M-72-3, USA.
- D.G.Q.A (1989) - Anuário da Qualidade do Ambiente - ano de 1988. Ministério do Plano e da Administração do Território, Direcção-Geral da Qualidade do Ambiente, Lisboa.
- D.G.R.A.H. (1980) - Cadastro das Barragens Portuguesas, Direcção-Geral dos Recursos e Aproveitamentos Hidráulicos, Divisão dos Serviços de Obras Hidráulicas, Lisboa.
- Dias, J. M. (1992) - Novas Metodologias de Verificação e Selecção de Modelos Matemáticos de Qualidade da Água. Tese de Doutoramento, Instituto de Ciências Biomédicas Abel Salazar, ICBAS, Porto.
- Dietrich, G. N.; Loucks, D. P. (1967) - A Stochastic Model for Operating a Multipurpose Reservoir. Proceedings, pp. 92-104, Third Annual American Water Resources Conference, San Francisco, USA.
- DiToro, D. M., *et al.* (1975) - Phytoplankton - Zooplankton - Nutrient Interaction Model for Western Lake Erie. Chapter 11, Systems Analysis and Simulation in Ecology, Vol. III, B. C. Patten, Ed., Academic Press, USA.
- Durbin, E. P.; Kroenke, D. M. (1967) - The Out-of-Kilter Algorithm: A Primer. RM472-R, Rand Corporation, Santa Monica, California, USA.
- Eastman, J.; Revelle, C. S. (1973) - The Linear Decision Rule in Reservoir Management and Design: 3 - Direct Capacity Determination and Intra-season Constraints. Water Resources Research, Vol. 9, No.1, pp. 29-42.
- Edinger, J. E.; Geyer, J. C. (1969) - Heat Exchange in the Environment. Dept. of Sanit. Eng. and Water Resources, Research Proj. No. 49, The Johns Hopkins University, Baltimore, Maryland, USA.
- Edinger, J. E.; Buchak, E. M. (1975) - A Hydrodynamic, Two-Dimensional Reservoir Model - The Computational Basis. Rep. to U. S. Corps of Engineers, Ohio River Division, J. E. Edinger & Associates, Inc., USA.
- Eisel, L. M. (1972) - Chance Constrained Reservoir Model. Water Resources Research, Vol. 8, No. 2, pp. 339-347.
- Environmental Protection Agency, EPA (1985) - Rates, Constants, and Kinetics Formulations in Surface Water Quality Modeling. EPA/600/3-85/040, U. S. Environmental Protection Agency, Athens, Georgia, USA.

- Ertel, H. E. (1954) - Theorie der Thermischen Sprungschicht in Seen. Acta. Hydrophys. V.1, pp. 151-171.
- Evenson, D. E.; Moseley, J. C. (1970) - Simulation / Optimization Techniques for Multi-Basin Water Resources Planning. Water Resources Bulletin, Vol. 6, No. 5, pp. 725-736.
- Falkson, M. (1961) - An Application of Howard's Policy - Iteration Method of the Solution of Sequential Decision Processes to the Problem of Determining the Optimal Operation Procedure for a Water Resource System. Seminar Paper, Harvard Water Program, Cambridge, Massachusetts, USA.
- Faria, A. L. (1971) - Qualidade da Água de Albufeiras. Estudo especialmente escrito para prestação de provas de doutoramento, I.S.Técnico, Lisboa.
- Fischer, H. B., *et al.* (1979) - Mixing in Inland and Coastal Waters. Academic Press, New York, USA.
- Fonseca, J. R.; Coelho, D. C. (1986) - Gestão de Sistemas de Albufeiras de Fins Múltiplos. 2º Simpósio Luso-Brasileiro sobre Hidráulica e Recursos Hídricos, APRH/ABRH, LNEC, Lisboa.
- Ford, L. R.; Fulkerson, D. R. (1962) - Flow in Networks. Princeton University Press, 194 p..
- Fredrich, A. J.; Beard, L. R. (1972) - System Simulation for Integrated Use of Hydro-Electric and Thermal Power Generation. Tech. Paper 33, Hydrological Engineering Center, U. S. Army Corps of Engineers, Davis, California, USA.
- Fruh, E. G.; Masch, F. D. (1972) - Selective Withdrawal at Lake Livingston. Final report to the Office of Water Resources Research, Department of Interior; Department of Civil Engineering, University of Texas, Austin, USA.
- Fulkerson, D. R. (1961) - An Out-of-Kilter Method for Minimal Cost Flow Problem. JSIAM, Vol. 9, No. 1, USA.
- Gablinger, M.; Loucks, D. P. (1970) - Markov Models for Flow Regulations. ASCE, Journal of the Hydraulics Division, Vol. 96, No. HY1, pp. 165-181.
- Gablinger, M. (1971) - Reservoir Regulation: Some Techniques and Results. Technical Report No. 26, Cornell University, Water and Marine Sciences Center, Ithaca, NY, USA.
- Galhano, M. H.; Guimarães, M. C.; Gouveia, A. (1982) - Some data about plankton of 4 reservoirs of river Douro. *Publicações do Instituto de Zoologia "Dr. Augusto Nobre"*, Nº 170, Porto.
- Gallagher, R. H., *et al.* (1973) - Finite Element Shallow Lake Circulation Analysis. Journal of the Hydraulics Division, ASCE, Vol. 99, HY7, pp. 1083-1096, USA.

- Gallagher, R. H. (1975) - Finite Element Lake Circulation and Thermal Analysis. Ch. 6, Finite Elements in Fluids, J. Wiley, N.Y., pp. 116-131, USA.
- Georgakakos, A. (1983) - Optimal Operation Planning of Uncertain Multireservoir Systems. Ralph M. Parsons Laboratory, Department of Civil Engineering, Massachusetts Institute of Technology, Cambridge, Massachusetts, USA.
- Georgakakos, A.; Marks, D. (1985) - Real Time Control of Reservoir Systems. Report No. 301, Ralph M. Parsons Laboratory, Department of Civil Engineering, Massachusetts Institute of Technology, Cambridge, Massachusetts, USA.
- Gil, M. L. (1990) - Eutrofização de Albufeiras. Vilar - Uma Experiência para a Inversão do Fenómeno. Seminário sobre Planeamento e Gestão Integrada dos Recursos Hídricos da Bacia do Rio Douro (Montante), Vila Real.
- Glanz, D. J.; Orlob, G. T. (1973) - Ecological Studies for Lincoln Lake, Illinois. Water Resources Engineers, Springfield, Virginia, USA.
- Goldman, C. R.; Horne, A. J. (1983) - Limnology. McGraw-Hill, USA.
- Grace, J. L. (1971) - Selective Withdrawal Characteristics of Weirs. TRH-71-4, U. S. Army Engineering Waterways Exp. Station, June, USA.
- Graf, W. H. (1988) - Mixing by Diffusion in Lakes. 6th Congress, Asian and Pacific Regional Division, Int. Association for Hydr. Research, Kyoto, Japan.
- Grubert, J. P. (1989) - Interfacial mixing in stratified channel flows. *Proc. ASCE, Journal of Hydraulic Engineering*, Vol. 115, N0. 7, July, USA.
- Hahn, H. H.; Kaser, F.; Klute, R. (1980) - Modeling Particulate Transport in Impounded Rivers. Advances in Chemistry Series, No. 189, American Chemical Society, USA.
- Haimes, Y. (1977) - Hierarchical Analyses of Water Resources Systems. McGraw-Hill, New York, USA.
- Hall, W. A.; Buras, N. (1961) - Dynamic Programming Approach to Water Resources Development. *Journal of Geophysical Research*, Vol. 66, No. 2, pp. 517.
- Hall, W. A. (1964) - Optimum Design of a Multiple-Purpose Reservoir. *ASCE, Journal of the Hydraulics Division*, Vol. 90, HY4, pp. 141.
- Hall, W. A.; Roefs, T. G. (1966) - Hydropower Project Output Optimization. *ASCE, Journal of the Power Division*, Vol. 92, No. PO1, pp. 67.
- Hall, W. A., *et al.* (1969) - An Alternative Procedure for the Optimization of Operations for Planning with Multiple River, Multi-Purpose Systems. *Water Resources Research*, Vol. 5, No. 6, pp. 1367-1372.

- Hansen, W. (1962) - Hydrodynamical Methods Applied to Oceanographic Problems. Proc. Symp. Math. Hydrod. Methods Phys. Oceanogr., Hamburgo, Alemanha.
- Harleman, D. R.; Hurley, K. A. (1976) - Simulation of the Vertical Thermal Structures of Lakes under Transient Meteorological Conditions. Ch. 7, Dynamics of Stratification and of Stratified Flows in Large Lakes, Proc. of Workshop Comm. on Lake Dynamics, International Joint Commission's Research Advisory Board, Windsor, Ont., Canada.
- HEC (1971) - HEC-3 Reservoir System Analysis. Computer program description, Hydrologic Engineering Center, U. S. Army Corps of Engineers, Davis, California, USA.
- HEC (1977) - Thermal Simulation of Lakes. Computer program description, Hydrologic Engineering Center, U. S. Army Corps of Engineers, Davis, California, USA.
- HEC (1978) - Water Quality for River-Reservoir Systems. Computer program description, Hydrologic Engineering Center, U. S. Army Corps of Engineers, Davis, California, USA.
- HEC (1982) - HEC-5 Simulation of Flood Control and Conservation Systems. Computer program description, Hydrologic Engineering Center, U. S. Army Corps of Engineers, Davis, California, USA.
- HEC (1986) - HEC-5 Simulation of Flood Control and Conservation Systems. Appendix on Water Quality Analysis. Computer program description, Draft, Hydrologic Engineering Center, U. S. Army Corps of Engineers, Davis, California, USA.
- HEC (1991) - HEC-6 Scour and Deposition in Rivers and Reservoirs. Computer program description, Hydrologic Engineering Center, U. S. Army Corps of Engineers, Davis, California, USA.
- Henderson-Sellers, B. (1976) - Role of Eddy Diffusivity in Thermocline Formation. J. Env. Engr. Div. ASCE, Vol. 102, EE3, pp. 517-531, USA.
- Henriques, M. J. B. (1989) - Loadings and Mass Balances of Nitrogen and Phosphorus in Maranhão Reservoir. Dissertação para acesso à categoria de Investigador Auxiliar, no Inst. Nac. de Investigação das Pescas, Lisboa.
- Hidroprojecto (1987) - Estudo do Impacto do Lançamento de Efluentes na Qualidade de Água do Rio Tâmega junto de Amarante. Trabalho realizado para a Direcção de Equipamento Hidráulico da EDP, Lisboa.
- Hocking, G.; Sherman, B.; Patterson, J. (1988) - Algorithm for selective withdrawal from stratified reservoir. *Proc. ASCE, Journal of Hydraulic Engineering*, Vol. 114, N0. 7, July, USA.
- Huber, W. C.; Harleman, D. R. F. (1968) - Laboratory and Analytical Studies of the Thermal Stratification of Reservoirs. M.I.T. Hydrodynamics Laboratory, Technical Report 112, October, USA.

- Huber, W. C., *et al.* (1972) - Temperature Prediction in Stratified Reservoirs. Journal of the Hydraulics Division, ASCE, Vol. 98, HY4, Paper 8839, pp. 645-666, April.
- Hutchinson, G. E. (1957) - A Treatise on Limnology. John Wiley, New York, USA.
- ICOLD (1973) - World Register of Dams. International Commission on Large Dams (ICOLD), Paris.
- ICOLD (1984) - World Register of Dams. International Commission on Large Dams (ICOLD), Paris.
- Imberger, J. *et al.* (1976) - Selective Withdrawal from a Finite Rectangular Tank. Journal of Fluid Mechanics, 78(3), 489-512.
- Imberger, J. *et al.* (1978) - Dynamics of a Reservoir of Medium Size. Journal of the Hydraulics Division, ASCE, 104(5), 725-743.
- Imberger, J. *et al.* (1984) - Reservoir Dynamics Modelling. Prediction in Water Quality, E. M. O'Loughlin, and P. Cullen eds., Australian Acad. of Sci., Canberra, Australia, 223-248.
- Imboden, D. M. (1974) - Phosphorus Model for Lake Eutrophication. Limnol. Oceanogr., No. 19, pp. 297-304.
- IZAN (1989) - Actas do Colóquio Luso-Espanhol sobre Ecologia das Bacias Hidrográficas e Recursos Zoológicos. Instituto de Zoologia e Estação de Zoologia Marítima "Dr. Augusto Nobre", Fac. de Ciências da Univ. do Porto, Porto.
- James, A. (1984) - An Introduction to Water Quality Modelling. John Wiley, New York, USA.
- Jirka, G.; List, E. J. (1988) - Third International Symposium on Stratified Flows. *Proc. ASCE, Journal of Hydraulic Engineering*, Vol. 114, No. 2, USA.
- Joeres, E. F.; Liebman, J. C.; Revelle, C. S. (1971) - Operating Rules for Joint Operation of Rain Water Sources. Water Resources Research, Vol. 7, No. 2, pp. 225-235.
- Jørgensen, S. E. (1976) - A Eutrophication Model for a Lake. Ecological Modeling, Volume 2, No. 2, pp. 147-165, USA.
- Jørgensen, S. E. (1980) - Lake Management. Water Development, Supply and Management, Volume 14, Pergamon Press, Oxford, England.
- Jørgensen, S. E.; Gromiec, M. J. (1989) - Mathematical Submodels in Water Quality Systems. Developments in Environmental Modelling, 14, Elsevier, The Netherlands.

- Kerssens, P. J. M.; Prins, A.; van Rijn, L. C. (1979) - Model for suspended sediment transport. Delft Hydraulics Laboratory, Publication No. 221, The Netherlands.
- King, I. P. (1973) - A River Basin Ecological Model. Prepared for The Hydrologic Engineering Center, U. S. Corps of Engineers, by Water Resources Engineers, Walnut Creek, California, USA.
- King, I. P., Norton, W. R., *et al.* (1975) - A Finite Element Solution for Two-Dimensional Stratified Problems. *Finite Elements in Fluids*, John Wiley, Ch. 7, pp. 133-156.
- King, I. P. (1985a) - Finite element modelling of stratified flow in estuaries and reservoirs. *Int. Journal for Numerical Methods in Fluids*, Vol. 5, pp. 943-955.
- King, I. P. (1985b) - Strategies for finite element modelling of three dimensional hydrodynamic systems. *Adv. Water Resources*, Vol. 8, pp. 69-76, USA.
- King, I. P. (1988) - A model for three dimensional density stratified flow. Resource Management Associates, Lafayette, California, USA.
- Lam, D. C. L.; Simons, T. J. (1976) - Numerical Computations of Advective and Diffusive Transports of Chloride in Lake Erie, 1970. *J. Fish. Res.*, Bd. Canada, Vol. 33, pp. 537-549, Canada.
- Larsen, D. P.; Mercier, H. T. (1975) - Shagawa Lake Recovery Characteristics as Depicted by Predictive Modeling. Presented by AIBS Mtg., Corvallis, Oregon, USA.
- Leclerc, G.; Marks, D. H. (1973) - Determination of the Discharge Policy for Existing Reservoir Networks under Differing Objectives. *Water Resources Research*, Vol. 9, No. 5, pp. 1155-1165.
- Leendertse, J. (1967) - Aspects of a Computational Model for Well-Mixed Estuaries and Coastal Seas. R. M. 5294-PR, The Rand Corporation, Santa Monica, California, USA.
- Leendertse, J. (1970) - A Water Quality Simulation Model for Well-Mixed Estuaries and Coastal Seas: Vol. I, Principles of Computation, The Rand Corporation, Santa Monica, California, USA.
- Leendertse, J. (1973) - A Three-Dimensional Model for Estuaries for Estuaries and Coastal Seas: Volume I, Principles of Computation, The Rand Corporation, Santa Monica, California, USA.
- Lencastre, A. (1983) - Hidráulica Geral, Hidroprojecto, Lisboa.
- Lencastre, A.; Franco, F. M. (1984) - Lições de Hidrologia. Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade Nova de Lisboa, Lisboa.
- Liggett, J. A. (1969) - Unsteady Circulation in Shallow Lakes. *ASCE Proc. Journal of Hydraulics Division*, Vol. 95, HY 4, Paper 6686, pp. 1273-1288.

- Little, J. D. C. (1955) - The Use of Storage Water in a Hydroelectric System. *Operations Research*, 3, pp. 187.
- Loucks, D. P. (1968) - Computer Models for Reservoir Regulation. *Proc. ASCE, Sanitary Engineering Division*, Vol. 94, No. SA4, pp. 657-669.
- Loucks, D. P. (1970) - Some Comments on Linear Decision Rules and Chance Constraints. *Water Resources Research*, Vol.6, No.2, pp. 668-671.
- Loucks, D. P.; Falkson, L. M. (1970) - A Comparison of Some Dynamic, Linear and Policy Iteration Methods for Reservoir Operation. *Water Resources Bulletin, AWRA Journal*, Vol. 6, No. 3, pp. 384-400.
- Loucks, D. P.; Dorfman, P. J. (1975) - A Comparison of Some Linear Decision Rules in Chance Constraint Models for Reservoir Planning and Operation. *Water Resources Research*, December, pp. 777-782.
- Loucks, D. P. (1976) - Surface Water Quantity Management. Chapter 5 in "Systems Approach for Water Management", A. K. Biswas (Ed.), McGraw-Hill, NY, pp. 156-218.
- Loucks, D. P.; Stedinger, J. R.; Haith, D. A. (1981) - *Water Resource Systems Planning and Analysis*. Prentice-Hall, New Jersey, USA.
- Manne, A. S. (1960) - Linear Programming and Sequential Decisions. *Management Science*, Vol. 6, pp. 259.
- Manne, A. S. (1962) - Product-Mix Alternatives: Flood Control, Electric Power and Irrigation. *International Economic Review*, Vol. 3, pp. 30.
- Marjanovic, N. (1985) - Effects of density stratification in deep reservoirs on downstream water quality. Ph.D. Thesis, Department of Civil Engineering, University of California, Davis, USA.
- Markofsky, M.; Harleman, R. F. (1973) - Prediction of Water Quality in Stratified Reservoirs. *Proc. ASCE, Journal of the Hydraulics Division*, Vol. 99, No. HY5, May, USA.
- Masch, F. D., *et al.* (1969) - A Numerical Model for the Simulation of Tidal Hydrodynamics in Shallow Irregular Estuaries. Tech. Rep. HYD 12-6901, Hydr. Eng. Lab., Univ. of Texas, Austin, USA.
- McEwen, G. F. (1929) - A Mathematical Theory of the Vertical Distribution of Temperature and Salinity in Water Under the Action of Radiation, Conduction, Evaporation and Mixing Due to the Resultant Convection. *Bul. Scripps Inst. Oceanogr. Tech.*, 2:197-306.
- Merrill, W. M.; Chang, Y.-M. (1973) - Reservoir Sedimentation: A Computer Simulation. Kansas Water Resources Research Institute, Manhattan, Contribution No. 142, USA.

- Monteiro, M. T. P. S. (1984) - Contribuição para o conhecimento das comunidades zooplancónicas das albufeiras a Sul do Tejo. *Boletim do Instituto Nacional de Investigação das Pescas*, Nº 11, Janeiro-Abril, Lisboa.
- Najarian, T. O.; Harleman, R. F. (1977) - Real Time Simulation of Nitrogen Cycle in an Estuary. *Proc. ASCE, Journal of the Environmental Engineering Division*, Vol. 103, No. EE4, August, USA.
- Nayak, S. C.; Arora, S. R. (1971) - Optimal Capacities for a Multi-Reservoir System Using the Linear Decision Rule. *Water Resources Research*, Vol. 7, No. 3, pp. 485-498.
- Nayak, S. C.; Arora, S. R. (1974) - Linear Decision Rule: A Note on Control Volume Being Constant. *Water Resources Research*, Vol. 10, No. 4, pp. 637-642.
- Norton, W. R. (1968) - Applications of Mathematical Models for Prediction of the Thermal and Quality Behaviour of Lake Washington. Rep. to Washington Pollution Control Comm., by WRE, Inc., California, USA.
- Norton, W. R.; Roesner, L. A.; Orlob, G. T. (1968) - Mathematical Models for the Prediction of Thermal Energy Changes in Impoundments. EPA Water Pollution Control Research Series 16130, EXT 12/6 WRE, Inc., USA.
- Norton, W. R.; Roesner, L. A. (1971) - A Nitrogen Gas (N₂) Model for the Lower Columbia River. Prepared for the Portland District, U. S. Army Corps of Engineers, by Water Resources Engineers, Walnut Creek, California, USA.
- Norton, W. R., *et al.* (1973) - A Finite Element Model for Lower Granite Reservoir. Rep. to Walla Walla Dist. Corps of Engineers, by WRE, Inc., California, March, USA.
- Norton, W. R.; King, I. P. (1975) - Mathematical Simulation of Water Temperature to Determine the Impact of Raising an Existing Dam. *Progr. in Astronautics and Aeronautics, Thermal Pollution Analysis*, Vol. 36, pp. 53-69, USA.
- Norton, W. R. (1978) - Operating Instructions for the Computer Program RMA-7. Resource Management Associates, Lafayette, California, USA.
- Norton, W. R.; Smith, D. J. (1980) - Flow, Temperature and Dissolved Oxygen Models for Lake Taneycomo. Resource Management Associates, Lafayette, California, USA.
- O.E.C.D. (1980) - OECD Eutrophication Programme, Regional Project - Alpine Lakes. Swiss Federal Institute for Water Resources and Water Pollution Control (EAWAG), Organization for Economic Cooperation and Development (OECD), Switzerland.
- Oliveira, M. R. L. (1982) - Composição específica, densidade e dinâmica sazonal do fitoplankton das albufeiras de Bouçã, Cabril, Santa Luzia e

Pracana. *Boletim do Instituto Nacional de Investigação das Pescas*, Nº 8, Julho-Outubro, Lisboa.

Oliveira, M. R. L. (1987) - Estrutura de Comunidades Fitoplanctónicas em Albufeiras Portuguesas. Dissertação apresentada para provas de acesso à categoria de Investigador Auxiliar, no Instituto Nacional de Investigação das Pescas, Lisboa.

O'Melia, C. R. (1974) - Phosphorus Cycling in Lakes. North Carolina Water Resources Research Institute, Raleigh, WRRRI Rep. No. 97, USA.

Onishi, Y. (1981) - Sediment - Contaminant Transport Model. *Proc. ASCE, Journal of Hydraulic Engineering*, Vol. 107, NO. 9, September, USA.

Orlob, G. T.; Selna, L. G. (1968) - Prediction of Thermal Energy Distribution in Streams and Reservoirs. Rep. California Dept. of Fish and Game, WRE, Inc., USA.

Orlob, G. T.; Selna, L. G. (1970) - Temperature Variations in Deep Reservoirs. *Journal of Hydraulics Division ASCE*, Vol. 96, No. Hy 2, Paper 7063.

Orlob, G. T., *et al.* (1975) - Mathematical Simulation of Thermal Discharges from Johnsonville Steam Plant. Report to Tennessee Valley Authority, by Resource Management Associates (RMA), Inc., Lafayette, California, USA.

Orlob, G. T. (1976) - Estuarial Models. *Systems Approach to Water Management*, Ed. A. Biswas, McGraw-Hill, Ch. 7, pp. 254-293, USA.

Orlob, G. T. (1977) - Mathematical Modeling of Surface Water Impoundments. Volume I. Resource Management Associates, Lafayette, California, USA.

Orlob, G. T. (Ed.) (1983) - Water Quality Modeling: Streams, Lakes and Reservoirs. IIASA State of the Art Series, Wiley Interscience, London.

Orlob, G. T. (1985) - Predicting the rate of sediment PCB's in a stratified reservoir. Seminário sobre Gestão e Modelação da Qualidade da Água em Rios, LNEC, Lisboa.

Parikh, S. C. (1966) - Linear Dynamic Decomposition Programming of Optimal Long-Range Operation of a Multiple Multipurpose Reservoir System. Operations Research Center, Univ. of California, Berkeley, USA.

Park, R. A., *et al.* (1976) - Cleaner, the Lake George Model. IBP, Eastern Deciduous Forest Biome Contribution No. 186, p. 13.

Parker, F. L., *et al.* (1975) - Evaluation of Mathematical Models for Temperature Prediction in Deep Reservoirs. Vanderbilt Univ., Nashville, Rep. to Pac. N. W. Env. Res. Lab., Corvallis, OR, USA.

Patterson, D. J., *et al.* (1975) - Water Pollution Investigations: Lower Green Bay and Lower Fox River. Rep. to EPA, Contr. No. 68-01-1572, USA.

- Petts, G. E. (1984) - Impounded Rivers - Perspectives for Ecological Management. John Wiley & Sons.
- Pinder, G. F.; Gray, W. G. (1977) - Finite Element Simulation in Surface and Subsurface Hydrology. Academic Press, Orlando, Florida, USA.
- Platzman, G. W. (1963) - The Dynamic Prediction of Wind Tides on Lake Erie. Meteorological Monograph No. 26, USA.
- Poore, A. B.; Loftis, B. (1983) - Water Quality Optimization through Selective Withdrawal. Technical Report E-83-9, U. S. Army Engineers Experiment Station, Corps of Engineers, Vicksburg, Mississippi, USA.
- Quintela, A. C. (1986) - Barragens Romanas ao Sul de Portugal - Contribuição para o seu Inventário e Caracterização. 2º Simpósio Luso-Brasileiro sobre Hidráulica e Recursos Hídricos, APRH/ABRH, LNEC, Lisboa.
- Raney, D. C.; Butler, M. L. (1975) - A Numerical Model for Predicting the Effects of Landslide-Generated Water Waves. U. S. Army Eng. Waterways Experiment Station, Vicksburg, Res. Rep. H-75-1, USA.
- Raphael, J. M. (1962a) - The Effects of Wells and Rocky Reach Dams on the Temperature of the Columbia River. Pub. Util. Dist. No. 2, of Grant Co., Wash., USA.
- Raphael, J. M. (1962b) - Prediction of Temperature in Rivers and Reservoirs. Journal of Power Division, ASCE, 88 (PO2), pp. 157-181, USA.
- Rast, W.; Lee, G. F. (1978) - Summary Analysis of the North American (US Portion) OECD Eutrophication Project: Nutrient Loading - Lake Response Relationships and Trophic State Indices. Corvallis Environmental Research Laboratory, Office of Research and Development, EPA, Corvallis, Or., USA.
- Recknagel, F. (1989) - Applied Systems Ecology - Approach and Case Studies in Aquatic Ecology. Akademie-Verlag, Berlin.
- Reid, R. O.; Bodine, B. R. (1968) - Numerical Model for Storm Surges in Galveston Bay. J. Waterw., Harbors Div., ASCE, Vol. 94, WW1, pp. 33-57, USA.
- Revelle, C.; Joeres, E.; Kirby, W. (1969) - The Linear Decision Rule in Reservoir Management and Design: 1 - Development of the Stochastic Model. Water Resources Research, Vol. 5, No. 4, pp. 767-777.
- Revelle, C.; Kirby, W. (1970) - Linear Decision Rule in Reservoir Management and Design: 2 - Performance Optimization. Water Resources Research, Vol. 6, No. 4, pp. 1033-1044.
- Rey, L. (1982) - Prevenção dos riscos para a saúde decorrentes dos empreendimentos hidráulicos. Revista Médica de Moçambique, Vol. 1, Nº 2, pp. 55-62, Maputo, Moçambique.

- Rigouard, A., Brandel, E. (1985) - Technologie de l'injection d'oxygène pur dans les retenues d'eau de grande profondeur. Exemple de la retenue du Gouet - Saint-Brieuc. Techniques et Sciences Municipales, nº 4, Abril.
- Robelus, R. (1984) - Qualidade de água na albufeira dos Pequenos Libombos: aspectos de saúde relacionados à construção do empreendimento e aos projectos de regadio acompanhantes. Grupo dos Estudos Ecológicos, Instituto Nacional de Saúde, Ministério da Saúde, Maputo, Moçambique.
- Robelus, R.; Vissers, C. (1984) - Implicações de Saúde dos Empreendimentos Hídricos. Grupo dos Estudos Ecológicos, Instituto Nacional de Saúde, Ministério da Saúde, Maputo, Moçambique.
- Roberts, B. R., *et al.* (1975) - Two-Dimensional Hydrostatic Simulation of Thermally Influenced Hydrodynamic Flows. Stanford Univ., Dept. of Civil Eng., Tech. Rep. No. 194, USA.
- Rodrigues, A. C. (1987) - Modelos Numéricos de Simulação da Qualidade da Água em Estuários - Uma Revisão Bibliográfica. Relatório Projecto Tejo No. 11, Secretaria de Estado do Ambiente e Recursos Naturais.
- Rodrigues, A. C., *et al.* (1991) - Modelo Matemático de Simulação das Descargas Térmicas na Albufeira de Crestuma/Lever. Relatório elaborado para a Electricidade de Portugal, Uninova, Monte da Caparica.
- Rodrigues, D. A., *et al.* (1982) - Numerical modelling of the Tejo estuary for currents and water quality. Scientific Workshop on Estuarine Processes: an Application to the Tagus Estuary, D.G.Q.A., Lisboa.
- Roefs, T. G. (1968) - Reservoir Management: The State-of-the-Art. IBM, Science Center Report 320-2508, USA.
- Roefs, T. G.; Bodin, L. D. (1970) - Multireservoir Operation Studies. Water Resources Research, Vol. 6, No. 2, pp. 410-420.
- Ryan, P. J.; Harleman, D. R. F. (1971) - Prediction of the Annual Cycle of Temperature Changes in a Stratified Reservoir: Mathematical Model and User's Manual. MIT Parsons Lab. for Water Resources and Hydrodynamics, Tech. Rep. No. 137, USA.
- Sawyer, C. N.; McCarty, P. L. (1978) - Chemistry for Environmental Engineering. McGraw-Hill Book Company, New York, USA.
- Schweig, Z.; Cole, J. A. (1968) - Optimum Control of Linked Reservoirs. Water Resources Research, Vol. 4, No. 3, pp. 479-497.
- Seixas, J., *et al.* (1991) - Pictorial Modelling to Water Quality Modelling. Water Science and Technology, 24, 6, 275.
- S. M. N. (1970) - O Clima de Portugal - Fascículo XIII - Normais Climatológicas do Continente, Açores e Madeira correspondentes a 1931-1960. Serviço Meteorológico Nacional, 2ª Edição, Lisboa.

- Sigvaldason, O. T.; *et al.* (1975a) - Early Experience in Using a Simulation Model for Operating the Trent River System. Proc. of the 2nd. Canadian Hydrotechnical Conference, Burlington, Ontario, Canada.
- Sigvaldason, O. T.; *et al.* (1975b) - The Trent River System: An Improved Operational Strategy. Proc. of the 2nd. World Congress on Water Resources, New Delhi, India.
- Sigvaldason, O. T. (1976) - A Simulation Model for Operating a Multipurpose Multireservoir System. *Water Resources Research*, Vol. 12, No. 2, pp. 263-278.
- Simonovic, S. P.; Orlob, G. T. (1984) - Risk-reliability programming for water quality control. *Water Resources Research*, Vol. 20, No. 6, pp. 639-646, June.
- Simons, T. J. (1973) - Development of Three-Dimensional Numerical Models of the Great Lakes. Scientific Series No. 12, Inland Waters Directorate, Canada Centre for Inland Waters, Burlington, Ontario, Canada.
- Simons, T. J., *et al.* (1977) - Application of a Numerical Model to Lake Vanern. Swedish Meteorological and Oceanographic Inst., NrRH09, Suécia.
- Snodgrass, W. J.; O'Melia, C. R. (1975) - A Predictive Phosphorus Model for Lakes - Sensitivity Analysis and Applications. Environmental Science and Technology, USA.
- Sobel, M. J. (1974) - Reservoir Management Models. Yale University, New Haven, USA.
- Spraggs, L. D., *et al.* (1975) - Three-Dimensional Simulation of Thermally Influenced Hydrodynamic Flows. Tech. Rep. No. CE-TR-190, Stanford Univ., Tech. Rep. to OWTET, Washington DC, USA.
- Stefan H. G.; Ford, D. E. (1975) - Temperature Dynamics in Dimictic Lakes. *Journal Hydr. Div., ASCE*, Vol. 101, HY1, pp. 97-114, USA.
- Stefan H. G. (1980) - Surface Water Impoundments. Proceedings of the Symposium on Surface Water Impoundments, A.S.C.E., New York, USA.
- Su, S.; Deininger, R. (1972) - Generalization of White's Method of Successive Approximations to Periodic Markovian Decision Processes. *Oper. Res.*, 20(2), pp. 318-326.
- Su, S.; Deininger, R. (1974) - Modeling the Regulation of Lake Superior under Uncertainty of Future Water Supplies. *Water Resources Research*, Vol. 10, No. 1, pp. 11-25.
- Sundaram, T. R., *et al.* (1970) - A Study of Some Problems on the Physical Aspects of Thermal Pollution. Rep. VT-2790-A-1, Cornell Aeronautical Lab., Buffalo, N.Y., USA.

- Taylor, D.; Davis, J. M. (1975) - Tidal Propagation and Dispersion in Estuaries. Finite Elements in Fluids, Vol. 1, Ch. 5, pp. 95-118, USA.
- Tchobanoglous, G.; Schroeder, E. (1987) - Water Quality. Addison-Wesley, USA.
- Tennessee Valley Authority (1972) - Heat and Mass Transfer between a Water Surface and the Atmosphere. Engineering Lab Report, No. 14, April, USA.
- Thomann, R. V., *et al.* (1975) - Mathematical Modeling of Phytoplankton in Lake Ontario. National Environment Research Center, Office of Research and Development, EPA, Corvallis, Oregon, USA.
- Thomann, R. V.; Mueller, J. A. (1987) - Principles of Surface Water Quality Modeling and Control. Harper & Row, New York, USA.
- Thomas, H. A., Jr.; Watermeyer, P. (1962) - Mathematic Models. A Stochastic Sequential Approach in Design of Water Resource Systems. Edited by A. Maass *et al.*, Chap. 14, pp. 540-561, Harvard University Press, Cambridge, Massachusetts, USA.
- Thompson, T. H. (1972) - Reservoir Bank Storage. U. S. Geological Survey, Menlo Park, Computer Contribution No. 24, USA.
- Toffoli, T.; Margolus, N. (1987) - Cellular Automata Machines. The MIT Press, Cambridge, Massachusetts, USA.
- Tsanis, I. K. (1989) - Simulation of wind-induced water currents. *Proc. ASCE, Journal of Hydraulic Engineering*, Vol. 115, No. 8, August, USA.
- Tsaras, Y. G. (1983) - Effects of Stratification on Temperature of Water Discharged from Deep Reservoir. Master of Science Thesis, University of California, Davis, USA.
- TWDB (1972) - Multibasin Water Quality Simulation Model. QNET-I Program Description, Texas Water Development Board (TWDB) , July, 47p..
- Unny, T.; *et al.* (1981) - A Model for Real-Time Operation of a Large Multi-Reservoir Hydroelectric System. *Proc. of the International Symposium on Real-Time Operation of Hydrosystems*, Vol. 1, pp. 284-304, University of Waterloo, Canada.
- Vieira, J. M. P. (1986) - Aplicação de modelos matemáticos na gestão da qualidade de águas superficiais. Dissertação submetida para a obtenção do grau de Doutor em Engenharia Civil pela Universidade do Minho.
- Vollenweider, R. A. (1973) - Three-Dimensional Flow and Sediment Transport at River Mouths. TR 150, Coastal Studies Inst., Louisiana State Univ., Baton Rouge, ONR Proj. NR 388002, USA.

- Vollenweider, R. A. (1975) - Input-Output Models with Special Reference to the Phosphorus Loading Concept in Limnology. *Schweiz. Z. Hydrol.*, 37:53-83, Suíca.
- Wasimi, S.; Kitanidis (1983) - Real-Time Forecasting and Daily Operation of a Multireservoir System During Floods by Linear Quadratic Gaussian Control. *Water Resources Research*, Vol. 19, No. 6, pp. 1511-1522.
- Water Resources Engineers, W.R.E. (1968) - Prediction of Thermal Energy Distribution in Streams and Reservoirs. Report to California Dept. of Fish and Game, WRE, Walnut Creek, California, USA.
- Water Resources Engineers, W.R.E. (1969a) - Mathematical Models for the Prediction of Thermal Energy Changes in Impoundements. EPA Water Poll. Control Research Series, USA.
- Water Resources Engineers, W.R.E. (1969b) - The Thermal Simulation of Applegate Reservoir to Evaluate the Effect of Outlet Placement and Discharge on Downstream Temperature. Rep. to Corps of Engineers, Portland District, WRE, USA.
- Water Resources Engineers, W.R.E. (1971) - Thermal Energy Distributions in Deep Reservoirs. WRE, Walnut Creek, California, USA.
- Watson, A. E. P. (1976) - The Dynamics of Stratification and of Stratified Flow in Large Lakes. Proceedings of a Workshop held in Windsor, Ontario, at the International Joint Commission's Regional Office, Canada.
- Yeh, W. W.-G.; *et al.* (1976) - Optimization of Real-Time Daily Operation of Reservoir. ASCE, Journal of the Water Resources Planning and Management Division, September, pp. 187-203.
- Yeh, W. W.-G.; Becker, L.; Chu, W.-S. (1979) - Real-Time Hourly Reservoir Operation. ASCE, Journal of the Water Resources Planning and Management Division, September, pp. 187-203.
- Young, G. K. (1966) - Techniques for Finding Reservoir Operating Rules. Ph. D. Thesis, Harvard University, Cambridge, Massachusetts, USA.
- Young, G. K. (1967) - Finding Reservoir Operating Rules. ASCE, Journal of the Hydraulics Division, Vol. 93, No. HY6, pp. 297-321.

APÊNDICE A

FOTOGRAFIAS DAS ALBUFEIRAS ESTUDADAS

APÊNDICE B

EXEMPLO DE FICHEIRO DE ENTRADA DE DADOS DO MODELO WQRRS

TITLE	ALBUFEIRA DE BEMPOSTA							
TITLE	SIMULAÇÃO DE CALIBRACAO - 1985							
TITLE	DADOS METEOROLOGICOS DE BRAGANCA							
JOB1	850301	850930	12	24				
JOB2	1	1	1	0	0	1	1	1
1								
JOB2A	1	1	1	1	1	1	1	1
1								
JOB2B	1	1	1	0	0	0	0	0
JOB3	3	1	1	3				
JOB4	300	24	1	0	0	6		
JOB5	850601	850701	850802	850820	850915	850930		
JOB6	1	0	0	0	0	0	0	0
0								
JOB7	0	1	1	0	0	0		
PHYS1	1	.25E-09	1.35E-09	41	6	2		
PHYS2	1	410	330	401	3.5	.400	.30	1.0
PHYS3A	.0000	1.0E-06	1.7E-04		-.7			
PHYS4	14000							
PHYS5	375.0	28	130	1				
PHYS5	375.2	28	130	1				
PHYS5	375.4	28	130	1				
PL	0	0						
PHYS6	330	100	12	1				
PHYS6	340	375000	100					
PHYS6	350	775000	120					
PHYS6	360	1375000	160					
PHYS6	370	1900000	200					
PHYS6	380	2475000	240					
PHYS6	390	3200000	260					
PHYS6	400	3750000	280					
PHYS6	402	4240000	284					
PHYS6	410	4730000	290					
COEFF	74	.20	75	.10	76	.10	77	.10
COEFF	86	.05	87	.10	88	.15	89	.15
COEFF	16	2.0	17	2.5	28	0.60	39	.040
COEFF	118	.15	119	.15	120	.01	121	.05
COEFF	117	1.0	29	.12	109	.007	-1	
SSOL1	.001	10	.0012	22	.0014	30		
SSOL2	-1	.1						
INIT1	.01	.01	.01	400				
INIT2	330	12.5	9.5	0.4	0	19000	1	.01
.82								
INIT3	.034	.16	208	1120	.01	.005	.01	8.07
102.5								
INIT4	3	0	0	0	0	0		
INIT2	371	12.8	9.5	0.1	0	100	1	.01
.85								
INIT3	.037	.16	203	190	.01	.005	.01	7.68
101.0								
INIT4	3	0	0	0	0	0		
INIT2	401	13.8	9.5	0.0	0	1	.1	.01
.80								
INIT3	.035	.20	191	5	.1	.05	.02	7.96
101.8								
INIT4	3	0	0	0	0	0		
INFL1	1	1	1	0	1	1	1	0
1								
INFL1A	1	0	0	0	1	1		
INFL1B	1	0	0	0	0			
INFL2	850301	851001						
INFL3	0	INFLOW RATE						
INFL5	85030100	645.1	85030200	637.1	85030300	641.1	85030400	635.1
INFL5	85030500	573.1	85030600	630.1	85030700	540.1	85030800	507.1
INFL5	85030900	544.1	85031000	479.1	85031100	438.1	85031200	467.1
INFL5	85031300	415.1	85031400	433.1	85031500	443.1	85031600	430.1
INFL5	85031700	426.1	85031800	410.1	85031900	364.1	85032000	403.1
INFL5	85032100	401.1	85032200	446.1	85032300	460.1	85032400	455.1
INFL5	85032500	616.1	85032600	450.1	85032700	503.1	85032800	488.1
INFL5	85032900	433.1	85033000	469.1	85033100	443.1	85040100	385.1
INFL5	85040200	441.1	85040300	380.1	85040400	329.1	85040500	334.1
INFL5	85040600	322.1	85040700	259.1	85040800	469.1	85040900	544.1
INFL5	85041000	619.1	85041100	725.1	85041200	684.1	85041300	704.1
INFL5	85041400	656.1	85041500	628.1	85041600	570.1	85041700	517.1

INFL5	85041800	458.1	85041900	478.1	85042000	428.1	85042100	453.1
INFL5	85042200	487.1	85042300	484.1	85042400	519.1	85042500	586.1
INFL5	85042600	606.1	85042700	615.1	85042800	574.1	85042900	488.1
INFL5	85043000	428.1	85050100	415.2	85050200	456.2	85050300	439.2
INFL5	85050400	426.2	85050500	386.2	85050600	411.2	85050700	393.2
INFL5	85050800	418.2	85050900	400.2	85051000	406.2	85051100	372.2
INFL5	85051200	383.2	85051300	378.2	85051400	379.2	85051500	390.2
INFL5	85051600	410.2	85051700	426.2	85051800	381.2	85051900	428.2
INFL5	85052000	433.2	85052100	375.2	85052200	364.2	85052300	356.2
INFL5	85052400	375.2	85052500	387.2	85052600	374.2	85052700	369.2
INFL5	85052800	406.2	85052900	397.2	85053000	330.2	85053100	330.2
INFL5	85060100	322.2	85060200	410.2	85060300	360.2	85060400	485.2
INFL5	85060500	465.2	85060600	478.2	85060700	466.2	85060800	429.2
INFL5	85060900	393.2	85061000	399.2	85061100	371.2	85061200	383.2
INFL5	85061300	283.2	85061400	176.2	85061500	50.2	85061600	125.2
INFL5	85061700	219.2	85061800	204.2	85061900	200.2	85062000	186.2
INFL5	85062100	200.2	85062200	62.2	85062300	141.2	85062400	176.2
INFL5	85062500	180.2	85062600	183.2	85062700	169.2	85062800	88.2
INFL5	85062900	16.2	85063000	0.2	85070100	0.3	85070200	6.3
INFL5	85070300	0.3	85070400	0.3	85070500	0.3	85070600	42.3
INFL5	85070700	20.3	85070800	69.3	85070900	56.3	85071000	44.3
INFL5	85071100	43.3	85071200	60.3	85071300	19.3	85071400	12.3
INFL5	85071500	60.3	85071600	33.3	85071700	29.3	85071800	39.3
INFL5	85071900	23.3	85072000	66.3	85072100	0.3	85072200	31.3
INFL5	85072300	36.3	85072400	55.3	85072500	29.3	85072600	63.3
INFL5	85072700	18.3	85072800	0.3	85072900	35.3	85073000	30.3
INFL5	85073100	10.3	85080100	61.3	85080200	19.3	85080300	30.3
INFL5	85080400	5.3	85080500	0.3	85080600	0.3	85080700	26.3
INFL5	85080800	46.3	85080900	25.3	85081000	21.3	85081100	6.3
INFL5	85081200	35.3	85081300	27.3	85081400	33.3	85081500	14.3
INFL5	85081600	46.3	85081700	24.3	85081800	6.3	85081900	43.3
INFL5	85082000	33.3	85082100	39.3	85082200	23.3	85082300	29.3
INFL5	85082400	29.3	85082500	11.3	85082600	36.3	85082700	40.3
INFL5	85082800	24.3	85082900	24.3	85083000	32.3	85083100	21.3
INFL5	85090100	0.2	85090200	45.2	85090300	48.2	85090400	58.2
INFL5	85090500	32.2	85090600	44.2	85090700	17.2	85090800	19.2
INFL5	85090900	117.2	85091000	71.2	85091100	42.2	85091200	35.2
INFL5	85091300	65.2	85091400	105.2	85091500	43.2	85091600	124.2
INFL5	85091700	102.2	85091800	113.2	85091900	80.2	85092000	118.2
INFL5	85092100	133.2	85092200	109.2	85092300	144.2	85092400	143.2
INFL5	85092500	175.2	85092600	100.2	85092700	117.2	85092800	113.2
INFL5	85092900	94.2	85093000	134.2	-1			
INFL3	0	TEMPERATURE						
INFL5	85030100	8.	85040100	11.5	85050100	13.	85060100	15.
INFL5	85070100	16.2	85080100	16.2	85090100	16.2	85091200	18.2
INFL5	-1							
INFL3	0	DISSOLVED OXYGEN						
INFL5	85030100	9.5	85040100	5.0	85050100	3.0	85060100	1.0
INFL5	85070100	0.7	85080100	.4	85090100	.85	85091200	.05
INFL5	-1							
INFL3	0	BOD						
INFL5	85030100	.1	85040100	.1	85050100	.2	85060100	.2
INFL5	85070100	0.1	85080100	0.05	85090100	0.25	85091200	13.1
INFL5	-1							
INFL3	0	DETRITUS						
INFL5	85030100	.5	85040100	.5	85050100	.5	85060100	.5
INFL5	85070100	.6	85080100	0.4	85090100	0.1	85091200	12.6
INFL5	-1							
INFL3	0	AMMONIA						
INFL5	85030100	0.010	85040100	0.025	85050100	0.050	85060100	0.125
INFL5	85070100	0.200	85080100	0.200	85090100	0.225	85091200	0.235
INFL5	-1							
INFL3	0	NITRATE						
INFL5	85030100	0.420	85040100	0.410	85050100	0.410	85060100	0.460
INFL5	85070100	1.010	85080100	1.010	85090100	1.010	85091200	1.100
INFL5	-1							
INFL3	0	PHOSPHATE						
INFL5	85030100	0.080	85040100	0.080	85050100	0.080	85060100	0.100
INFL5	85070100	0.215	85080100	0.230	85090100	0.230	85091200	0.250
INFL5	-1							
INFL3	0	TDS						
INFL5	85030100	200.	85040100	200.	85050100	200.	85060100	250.
INFL5	85070100	250.	85080100	250.	85090100	200.	-1	
INFL3	0	PH						

INFL5	85030100	8.0	85040100	7.8	85050100	7.7	85060100	7.6
INFL5	85070100	7.5	85080100	7.4	85090100	7.2	-1	
INFL3	0	ALKALINITY						
INFL5	85030100	100.	85040100	100.	85050100	100.	85060100	110.
INFL5	85070100	120.	85080100	130.	85090100	140.	-1	
INFL3	0	SSOL NO 1						
INFL5	85030100	5.	85040100	5.	85050100	5.	85060100	3.
INFL5	85070100	2.	85080100	2.	85090100	2.	-1	
WEATH1	85030100	.3	62	56	30	7		
WEATH1	85030118	.4	40	38	30	11		
WEATH1	85030218	.9	44	42	30	10		
WEATH1	85030318	1.0	40	39	30	11		
WEATH1	85030418	.3	36	35	30	12		
WEATH1	85030518	.5	45	37	30	9		
WEATH1	85030618	.6	47	40	30	7		
WEATH1	85030718	.5	49	45	30	2		
WEATH1	85030818	.1	49	39	30	7		
WEATH1	85030918	.3	57	45	30	10		
WEATH1	85031018	.1	54	42	30	8		
WEATH1	85031118	.1	52	44	30	13		
WEATH1	85031218	.3	50	40	30	7		
WEATH1	85031318	.1	47	39	30	8		
WEATH1	85031418	.4	51	41	30	6		
WEATH1	85031518	.8	50	43	30	5		
WEATH1	85031618	.6	48	40	30	3		
WEATH1	85031718	.4	48	40	30	5		
WEATH1	85031818	.9	52	50	30	9		
WEATH1	85031918	.9	42	39	30	18		
WEATH1	85032018	1.0	43	43	30	14		
WEATH1	85032118	.9	52	48	30	16		
WEATH1	85032218	.6	49	43	30	27		
WEATH1	85032318	.6	52	43	30	16		
WEATH1	85032418	.8	50	43	30	7		
WEATH1	85032518	.5	49	42	30	11		
WEATH1	85032618	.9	50	43	30	16		
WEATH1	85032718	.9	50	41	30	15		
WEATH1	85032818	.5	50	40	30	8		
WEATH1	85032918	.6	52	41	30	6		
WEATH1	85033018	.6	57	46	30	5		
WEATH1	85033118	.6	59	52	30	12		
WEATH1	85040118	.5	61	51	30	6		
WEATH1	85040218	.0	70	54	30	7		
WEATH1	85040318	.5	69	52	30	4		
WEATH1	85040418	.9	49	47	30	13		
WEATH1	85040518	1.0	48	47	30	12		
WEATH1	85040618	1.0	52	51	30	16		
WEATH1	85040718	.5	52	47	30	12		
WEATH1	85040818	.9	47	43	30	11		
WEATH1	85040918	.9	45	43	30	13		
WEATH1	85041018	.4	53	45	30	8		
WEATH1	85041118	.5	54	48	30	8		
WEATH1	85041218	.1	63	50	30	8		
WEATH1	85041318	.1	58	49	30	5		
WEATH1	85041418	.3	58	47	30	7		
WEATH1	85041518	.3	64	53	30	5		
WEATH1	85041618	.1	67	51	30	5		
WEATH1	85041718	.1	70	53	30	6		
WEATH1	85041818	.4	71	54	30	3		
WEATH1	85041918	.9	70	56	30	3		
WEATH1	85042018	1.0	55	51	30	4		
WEATH1	85042118	1.0	42	41	30	5		
WEATH1	85042218	.8	47	41	30	10		
WEATH1	85042318	.6	53	45	30	6		
WEATH1	85042418	.6	51	44	30	6		
WEATH1	85042518	.9	56	49	30	13		
WEATH1	85042618	.3	59	56	30	10		
WEATH1	85042718	.3	65	51	30	9		
WEATH1	85042818	.4	61	52	30	8		
WEATH1	85042918	.1	65	52	30	8		
WEATH1	85043018	.3	72	56	30	4		
WEATH1	85050118	.9	72	56	30	3		
WEATH1	85050218	.9	69	56	30	6		
WEATH1	85050318	.8	63	55	30	5		
WEATH1	85050418	.3	63	50	30	5		

WEATH1	85050518	.5	45	40	30	9
WEATH1	85050618	.6	51	49	30	15
WEATH1	85050718	.6	56	47	30	9
WEATH1	85050818	.4	63	50	30	7
WEATH1	85050918	.6	61	54	30	4
WEATH1	85051018	.3	54	43	30	4
WEATH1	85051118	.9	52	46	30	6
WEATH1	85051218	.8	59	48	30	4
WEATH1	85051318	.6	58	49	30	4
WEATH1	85051418	.4	61	50	30	6
WEATH1	85051518	.8	49	47	30	7
WEATH1	85051618	.4	59	50	30	6
WEATH1	85051718	.4	63	52	30	3
WEATH1	85051818	.4	63	54	30	6
WEATH1	85051918	.4	68	55	30	4
WEATH1	85052018	.5	64	52	30	4
WEATH1	85052118	.1	67	53	30	10
WEATH1	85052218	.4	70	54	30	6
WEATH1	85052318	.5	63	54	30	6
WEATH1	85052418	.5	66	54	30	8
WEATH1	85052518	.6	65	54	30	4
WEATH1	85052618	.5	52	50	30	8
WEATH1	85052718	.5	58	50	30	8
WEATH1	85052818	.6	68	54	30	7
WEATH1	85052918	1.0	58	54	30	7
WEATH1	85053018	.9	58	56	30	7
WEATH1	85053118	.9	59	58	30	7
WEATH1	85060118	.9	57	56	30	7
WEATH1	85060218	.9	57	53	30	4
WEATH1	85060318	.9	59	54	30	3
WEATH1	85060418	.8	65	56	30	3
WEATH1	85060518	.8	59	56	30	3
WEATH1	85060618	.5	61	54	30	3
WEATH1	85060718	.4	63	52	30	3
WEATH1	85060818	.4	67	54	30	3
WEATH1	85060918	.1	72	56	30	3
WEATH1	85061018	.1	76	59	30	3
WEATH1	85061118	.3	79	59	30	3
WEATH1	85061218	.3	79	59	30	3
WEATH1	85061318	.8	74	59	30	3
WEATH1	85061418	.8	67	58	30	3
WEATH1	85061518	.9	70	58	30	3
WEATH1	85061618	.5	72	61	30	3
WEATH1	85061718	.3	79	63	30	3
WEATH1	85061818	.8	81	65	30	3
WEATH1	85061918	.5	74	59	30	3
WEATH1	85062018	.3	79	61	30	3
WEATH1	85062118	.5	68	56	30	3
WEATH1	85062218	.1	68	56	30	3
WEATH1	85062318	.4	72	61	30	3
WEATH1	85062418	.0	79	58	30	3
WEATH1	85062518	.1	87	65	30	3
WEATH1	85062618	.3	86	63	30	3
WEATH1	85062718	.3	81	61	30	3
WEATH1	85062818	.0	83	60	30	3
WEATH1	85062918	.4	85	63	30	3
WEATH1	85063018	.1	85	63	30	3
WEATH1	85070118	.6	85	63	30	3
WEATH1	85070218	.9	66	58	30	6
WEATH1	85070318	.8	66	58	30	7
WEATH1	85070418	.1	79	63	30	6
WEATH1	85070518	.3	87	65	30	4
WEATH1	85070618	.1	92	68	30	8
WEATH1	85070718	.8	90	65	30	7
WEATH1	85070818	.5	80	63	30	9
WEATH1	85070918	.3	86	65	30	8
WEATH1	85071018	.4	86	64	30	8
WEATH1	85071118	.1	88	63	30	10
WEATH1	85071218	.1	90	61	30	5
WEATH1	85071318	.4	84	62	30	5
WEATH1	85071418	.5	79	59	30	9
WEATH1	85071518	.3	84	61	30	9
WEATH1	85071618	.3	85	63	30	9
WEATH1	85071718	.3	88	63	30	8

WEATH1	85071818	.3	83	61	30	4
WEATH1	85071918	.3	85	63	30	8
WEATH1	85072018	.1	87	63	30	7
WEATH1	85072118	.1	90	64	30	9
WEATH1	85072218	.6	93	63	30	9
WEATH1	85072318	.3	94	63	30	4
WEATH1	85072418	.5	94	64	30	5
WEATH1	85072518	.4	89	63	30	7
WEATH1	85072618	.4	79	56	30	13
WEATH1	85072718	.0	84	61	30	7
WEATH1	85072818	.9	66	59	30	10
WEATH1	85072918	.5	70	56	30	15
WEATH1	85073018	.1	71	56	30	8
WEATH1	85073118	.1	78	59	30	7
WEATH1	85080118	.4	81	60	30	8
WEATH1	85080218	.3	86	61	30	9
WEATH1	85080318	.5	86	62	30	4
WEATH1	85080418	.3	90	65	30	7
WEATH1	85080518	.1	70	54	30	9
WEATH1	85080618	.0	76	56	30	10
WEATH1	85080718	.1	81	58	30	7
WEATH1	85080818	.4	86	59	30	4
WEATH1	85080918	.3	76	63	30	6
WEATH1	85081018	.0	75	54	30	12
WEATH1	85081118	.4	76	63	30	7
WEATH1	85081218	.3	78	59	30	9
WEATH1	85081318	.3	81	61	30	7
WEATH1	85081418	.3	79	59	30	9
WEATH1	85081518	.3	79	58	30	6
WEATH1	85081618	.3	84	60	30	7
WEATH1	85081718	.1	88	61	30	7
WEATH1	85081818	.0	89	63	30	3
WEATH1	85081918	.1	81	65	30	9
WEATH1	85082018	.0	90	65	30	8
WEATH1	85082118	.5	88	64	30	3
WEATH1	85082218	.0	83	63	30	7
WEATH1	85082318	.3	81	59	30	7
WEATH1	85082418	.4	70	59	30	9
WEATH1	85082518	.3	68	52	30	8
WEATH1	85082618	1.0	70	57	30	7
WEATH1	85082709	.1	73	58	30	6
WEATH1	85082809	.1	73	58	30	6
WEATH1	85082909	.1	75	58	30	6
WEATH1	85083009	.1	75	58	30	6
WEATH1	85083109	.1	77	59	30	5
WEATH1	85090109	.1	77	59	30	5
WEATH1	85090209	.1	77	59	30	5
WEATH1	85090309	.1	80	59	30	4
WEATH1	85090409	.1	80	60	30	4
WEATH1	85090509	.1	82	60	30	4
WEATH1	85090609	.1	82	60	30	4
WEATH1	85090709	.1	84	60	30	3
WEATH1	85090809	.1	85	60	30	3
WEATH1	85090909	.1	85	60	30	3
WEATH1	85091018	.3	86	61	30	3
WEATH1	85091118	.8	88	61	30	4
WEATH1	85091218	.9	81	61	30	4
WEATH1	85091318	.4	83	59	30	5
WEATH1	85091418	.3	85	61	30	10
WEATH1	85091518	.4	82	61	30	3
WEATH1	85091618	.0	72	52	30	14
WEATH1	85091718	.1	79	57	30	15
WEATH1	85091818	.5	79	62	30	4
WEATH1	85091918	.8	79	61	30	3
WEATH1	85092018	.5	77	62	30	2
WEATH1	85092118	.1	78	62	30	3
WEATH1	85092218	.5	81	62	30	2
WEATH1	85092318	.8	81	61	30	2
WEATH1	85092418	.4	77	58	30	4
WEATH1	85092518	.4	77	59	30	5
WEATH1	85092618	.3	77	60	30	7
WEATH1	85092718	.4	79	58	30	4
WEATH1	85092818	.6	77	59	30	3
WEATH1	85092918	.6	79	58	30	4

WEATH1	85093018	.9	79	61	30	11
OUTL1	850301	214	214	214		
OUTL1	850302	213	212	212		
OUTL1	850303	216	215	215		
OUTL1	850304	210	210	210		
OUTL1	850305	190	191	191		
OUTL1	850306	210	210	210		
OUTL1	850307	180	180	180		
OUTL1	850308	175	175	176		
OUTL1	850309	175	175	175		
OUTL1	850310	160	160	159		
OUTL1	850311	147	147	146		
OUTL1	850312	155	155	155		
OUTL1	850313	139	138	138		
OUTL1	850314	147	147	146		
OUTL1	850315	146	145	145		
OUTL1	850316	146	146	145		
OUTL1	850317	146	146	146		
OUTL1	850318	146	145	145		
OUTL1	850319	141	141	140		
OUTL1	850320	147	147	147		
OUTL1	850321	148	148	147		
OUTL1	850322	127	126	126		
OUTL1	850323	145	145	145		
OUTL1	850324	154	154	154		
OUTL1	850325	189	188	188		
OUTL1	850326	154	154	154		
OUTL1	850327	148	148	148		
OUTL1	850328	163	163	162		
OUTL1	850329	146	146	146		
OUTL1	850330	155	155	154		
OUTL1	850331	150	149	149		
OUTL1	850401	149	149	148		
OUTL1	850402	148	148	147		
OUTL1	850403	153	153	153		
OUTL1	850404	113	113	112		
OUTL1	850405	103	103	103		
OUTL1	850406	113	113	112		
OUTL1	850407	65	64	64		
OUTL1	850408	129	129	129		
OUTL1	850409	182	181	181		
OUTL1	850410	207	206	206		
OUTL1	850411	242	242	241		
OUTL1	850412	228	228	228		
OUTL1	850413	235	235	234		
OUTL1	850414	219	219	218		
OUTL1	850415	210	209	209		
OUTL1	850416	190	190	190		
OUTL1	850417	173	172	172		
OUTL1	850418	153	153	152		
OUTL1	850419	160	159	159		
OUTL1	850420	149	148	148		
OUTL1	850421	146	145	145		
OUTL1	850422	163	162	162		
OUTL1	850423	162	161	161		
OUTL1	850424	173	173	173		
OUTL1	850425	196	195	195		
OUTL1	850426	202	202	202		
OUTL1	850427	205	205	205		
OUTL1	850428	195	194	194		
OUTL1	850429	162	162	162		
OUTL1	850430	141	140	140		
OUTL1	850501	167	167	166		
OUTL1	850502	145	145	145		
OUTL1	850503	146	146	145		
OUTL1	850504	151	150	150		
OUTL1	850505	138	138	137		
OUTL1	850506	140	139	139		
OUTL1	850507	130	129	129		
OUTL1	850508	129	129	128		
OUTL1	850509	138	138	138		
OUTL1	850510	152	151	151		
OUTL1	850511	129	129	129		
OUTL1	850512	107	107	106		

OUTL1	850513	141	140	140
OUTL1	850514	129	129	128
OUTL1	850515	129	129	128
OUTL1	850516	122	122	121
OUTL1	850517	133	133	132
OUTL1	850518	135	135	134
OUTL1	850519	124	124	124
OUTL1	850520	142	142	142
OUTL1	850521	139	138	138
OUTL1	850522	131	131	130
OUTL1	850523	130	130	130
OUTL1	850524	120	120	119
OUTL1	850525	106	106	106
OUTL1	850526	125	125	124
OUTL1	850527	130	129	129
OUTL1	850528	149	149	149
OUTL1	850529	136	135	135
OUTL1	850530	113	113	113
OUTL1	850531	101	101	101
OUTL1	850601	113	110	110
OUTL1	850602	122	122	122
OUTL1	850603	109	109	109
OUTL1	850604	156	155	155
OUTL1	850605	156	156	155
OUTL1	850606	162	162	161
OUTL1	850607	149	148	148
OUTL1	850608	147	147	147
OUTL1	850609	142	142	142
OUTL1	850610	143	142	142
OUTL1	850611	141	140	140
OUTL1	850612	150	149	149
OUTL1	850613	92	92	92
OUTL1	850614	55	55	55
OUTL1	850615	7	6	6
OUTL1	850616	33	33	32
OUTL1	850617	79	78	78
OUTL1	850618	76	75	75
OUTL1	850619	65	64	64
OUTL1	850620	69	69	68
OUTL1	850621	74	74	74
OUTL1	850622	48	48	48
OUTL1	850623	80	80	79
OUTL1	850624	67	67	66
OUTL1	850625	59	59	58
OUTL1	850626	62	62	61
OUTL1	850627	60	60	59
OUTL1	850628	32	31	31
OUTL1	850629	0	0	0
OUTL1	850630	0	0	0
OUTL1	850701	0	0	0
OUTL1	850702	0	0	0
OUTL1	850703	0	0	0
OUTL1	850704	0	0	0
OUTL1	850705	0	0	0
OUTL1	850706	0	0	0
OUTL1	850707	0	0	0
OUTL1	850708	0	0	0
OUTL1	850709	0	0	0
OUTL1	850710	0	0	0
OUTL1	850711	0	0	0
OUTL1	850712	0	0	0
OUTL1	850713	1	1	1
OUTL1	850714	0	0	0
OUTL1	850715	20	20	20
OUTL1	850716	12	12	11
OUTL1	850717	13	13	12
OUTL1	850718	5	4	4
OUTL1	850719	10	10	10
OUTL1	850720	22	22	22
OUTL1	850721	0	0	0
OUTL1	850722	19	18	18
OUTL1	850723	17	17	16
OUTL1	850724	20	20	20
OUTL1	850725	9	9	9

OUTL1	850726	14	14	14
OUTL1	850727	9	9	9
OUTL1	850728	4	4	3
OUTL1	850729	14	14	14
OUTL1	850730	13	13	13
OUTL1	850731	13	13	12
OUTL1	850801	18	18	18
OUTL1	850802	4	4	4
OUTL1	850803	3	3	3
OUTL1	850804	0	0	0
OUTL1	850805	5	5	5
OUTL1	850806	0	0	0
OUTL1	850807	10	9	9
OUTL1	850808	9	9	9
OUTL1	850809	10	10	10
OUTL1	850810	3	2	2
OUTL1	850811	2	2	2
OUTL1	850812	10	10	10
OUTL1	850813	9	9	9
OUTL1	850814	7	6	6
OUTL1	850815	0	0	0
OUTL1	850816	18	18	17
OUTL1	850817	6	6	5
OUTL1	850818	2	1	1
OUTL1	850819	16	16	16
OUTL1	850820	15	15	15
OUTL1	850821	15	15	14
OUTL1	850822	10	10	10
OUTL1	850823	13	13	12
OUTL1	850824	13	13	12
OUTL1	850825	9	9	9
OUTL1	850826	13	13	12
OUTL1	850827	10	9	9
OUTL1	850828	9	9	8
OUTL1	850829	14	14	14
OUTL1	850830	24	24	23
OUTL1	850831	1	0	0
OUTL1	850901	0	0	0
OUTL1	850902	9	9	9
OUTL1	850903	18	18	17
OUTL1	850904	20	19	19
OUTL1	850905	13	13	13
OUTL1	850906	12	12	11
OUTL1	850907	3	3	2
OUTL1	850908	0	0	0
OUTL1	850909	32	31	31
OUTL1	850910	27	27	26
OUTL1	850911	24	23	23
OUTL1	850912	23	22	22
OUTL1	850913	27	26	26
OUTL1	850914	32	31	31
OUTL1	850915	2	2	2
OUTL1	850916	43	43	43
OUTL1	850917	35	35	34
OUTL1	850918	35	35	34
OUTL1	850919	34	34	33
OUTL1	850920	37	36	36
OUTL1	850921	45	44	44
OUTL1	850922	37	37	37
OUTL1	850923	49	49	48
OUTL1	850924	50	49	49
OUTL1	850925	48	48	47
OUTL1	850926	44	43	43
OUTL1	850927	56	56	55
OUTL1	850928	18	18	18
OUTL1	850929	45	45	45
OUTL1	-850930	49	49	49
TITLE				
TITLE				
TITLE				
JOB				

APÊNDICE C

EXEMPLO DE FICHEIRO DE RESULTADOS DO MODELO WQRRS

 * WATER QUALITY FOR RIVER-RESERVOIR SYSTEMS *
 * RESERVOIR MODEL *
 * 12/78 -- UPDATED 12/84 -- PC VERSION 9/86 *
 * ERROR CORRECTION 014 *
 * RUN DATE 03-15-92. TIME 17:32:41 *

 * U.S. ARMY CORPS OF ENGINEERS *
 * THE HYDROLOGIC ENGINEERING CENTER *
 * 609 SECOND STREET, SUITE D *
 * DAVIS, CALIFORNIA 95616 *
 * (916) 551-1748 (FTS) 440-1748 *

```

X      X      XXX      XXXXXX      XXXXXX      XXXXX      XXXXXX
X      X      X      X      X      X      X      X      X      X
X      X      X      X      X      X      X      X      X      X
X      X      X      X      X      XXXXXX      XXXXXX      XXXXX      XXXXXX
X      X      X      X      X      X      X      X      X      X
XX     XX     X      X      X      X      X      X      X      X
X      X      XXX     X      X      X      X      XXXXX     X      X

```

ALBUFEIRA DE BEMPOSTA
 SIMULACAO DE CALIBRACAO - 1985
 DADOS METEOROLOGICOS DE BRAGANCA

DAYS OF SIMULATION 214
 FIRST DAY OF SIMULATION 60 (85/ 3/ 1)
 FINAL DAY OF SIMULATION 273 (85/ 9/30)
 COMPUTATIONAL TIME STEP, HOURS 12
 METEOROLOGICAL DATA INTERVAL, HOURS 24
 NUMBER OF OUTLETS 3
 WITHDRAWAL METHOD (WES=0/DEBLER=1) 1
 NUMBER OF INFLOW POINTS 1
 NUMBER OF POINTS DEFINING INITIAL QUALITY PROFILE 3
 PRINTOUT INTERVAL, DAYS 360
 PRINTOUT INTERVAL, HOURS 24
 VERTICAL LAYER PRINTOUT INTERVAL 1
 INPUT WATER TEMPERATURE UNITS (F=1/C=0) 0
 INPUT UNITS (ENGLISH=1/METRIC=0) 0
 ADDITIONAL PRINTOUT DAYS 152 (85/ 6/ 1) 182 (85/ 7/ 1) 214 (85/ 8/ 2) 232 (85/ 8/20)
 254 (85/ 9/11) 273 (85/ 9/30)

STATUS OF WATER QUALITY CONSTITUENTS

NUMBER	CONSTITUENT	SIMULATE	HOLD CONSTANT	SET TO ZERO
1	TEMPERATURE	****		
2	DISSOLVED OXYGEN	****		
3	CARBONACEOUS BOD	****		
4	COLIFORM BACTERIA		****	
5	ORGANIC DETRITUS		****	
6	AMMONIA AS N	****		
7	NITRATE AS N	****		
8	NITRITE AS N	****		
9	PHOSPHATE AS P	****		
10	TOTAL DISSOLVED SOLIDS	****		
11	PHYTOPLANKTON NO. 1	****		
12	PHYTOPLANKTON NO. 2	****		
13	ZOOPLANKTON	****		
14	TOTAL INORGANIC CARBON	****		
15	ALKALINITY AS CaCO3	****		
16	ORGANIC SEDIMENT	****		
17	BENTHIC ANIMALS	****		
18	FISH NO. 1	****		
19	FISH NO. 2	****		
20	FISH NO. 3	****		
21	SUSPENDED SOLIDS NO. 1	****		
22	SUSPENDED SOLIDS NO. 2		****	
23	SUSPENDED SOLIDS NO. 3		****	
24	SUSPENDED SOLIDS NO. 4		****	
25	SUSPENDED SOLIDS NO. 5		****	
26	INORGANIC SEDIMENT		****	

TAPE OR FILE RELATED DATA

OUTFLOW RATE AND QUALITY INTERFACE	b2
OUTFLOW HYDROGRAPH INTERFACE	
U/S FLOW AND QUALITY INTERFACE UNIT NO. 1	
DATA INTERVAL, HOURS, U/S INTERFACE NO. 1	0
U/S FLOW AND QUALITY INTERFACE UNIT NO. 2	
DATA INTERVAL, HOURS, U/S INTERFACE NO. 2	0
U/S FLOW AND QUALITY INTERFACE UNIT NO. 3	
DATA INTERVAL, HOURS, U/S INTERFACE NO. 3	0
SIMULATION RESULTS FOR HEC PLOT PACKAGE	
EQUILIBRIUM TEMPERATURE AND EXCHANGE RATES	
PROCESSED METEOROLOGICAL DATA	b3
PROCESSED INFLOW RATES AND QUALITY DATA	b4
UNPROCESSED METEOROLOGICAL DATA	bt85dat2.ok
UNPROCESSED INFLOW RATES AND QUALITY DATA	bt85dat2.ok
UNPROCESSED WITHDRAWAL DATA	bt85dat2.ok

INVARIANT METEOROLOGICAL DATA

TYPE OF HEAT EXCHANGE (HEAT BUDGET=0/EQ TEMP=1)	0
TEMPERATURE (DEW POINT=0/WET BULB=1)	1
EVAPORATION CONSTANT A	.25E-09
EVAPORATION CONSTANT B	.14E-08
LATITUDE OF RESERVOIR, DEG	41.0
LONGITUDE OF RESERVOIR, DEG	6.0
LONGITUDE (WEST=+1/EAST=-1))	1.0
ATMOSPHERIC TURBIDITY	2.0

INVARIANT PHYSICAL DATA

LAYER THICKNESS, METERS	1.0
MAXIMUM WATER SURFACE ELEVATION, METERS	410.0
BOTTOM ELEVATION, METERS	330.0
STARTING WATER SURFACE ELEVATION, METERS	401.0
SECCHI DISK DEPTH, METERS	3.5
DEPTH OF INITIAL SOLAR ENERGY ABSORPTION, METERS	.30
FRACTION OF SOLAR ENERGY ABSORBED	.40
MAXIMUM FRACTION OF OUTFLOW THROUGH BOTTOM GATE	1.00
WATER COLUMN MINIMUM STABILITY, KG/M3/M	.00E+00
WATER COLUMN CRITICAL STABILITY (GSWH), KG/M3/M	.10E-05
MAXIMUM ALLOWABLE DISPERSION (A1), M2/SEC	.17E-03
COEFFICIENT RELATION GRADIENT TO DISPERSION (A3)	-.70E+00

EFFECTIVE RESERVOIR LENGTH AT TRIBUTARY INFLOW POINT

INFLOW NUMBER	RESERVOIR LENGTH, M
1	14000.

OUTLET CHARACTERISTICS

OUTLET NUMBER	ELEV (USER DATUM)	ELEV (FROM ZERO DATUM)	VIRTUAL WIDTH	MAXIMUM FLOW RATE	OUTLET TYPE
	FT OR METERS	METERS	METERS	CMS	
1	375.0	45.0	28.0	130.00	WET WELL 1
2	375.2	45.2	28.0	130.00	WET WELL 1
3	375.4	45.4	28.0	130.00	WET WELL 1

RESERVOIR GEOMETRY DATA

INPUT DATA (USER DATUM AND UNITS) *I*					GENERATED DATA (ZERO DATUM)					
ELEM AT DAM	ELEVATION	AREA	WIDTH AT DAM	*I*	ELEVATION	AREA	BOTTOM AREA	VOLUME	ELEM VOLUME	WIDTH
	FT OR M	AC OR M2	FT OR M	*I*	METERS	M2	M2	M3	M3	METERS
1	.0	.0	.0	.0	.0000E+00	.3759E+05	.0000E+00	.1880E+05	0.	
2			1.0	.3759E+05	.3749E+05	.1880E+05	.5634E+05		21.	

3			2.0	.7508E+05	.3749E+05	.7513E+05	.9383E+05	30.	
4			3.0	.1126E+06	.3749E+05	.1690E+06	.1313E+06	38.	
5			4.0	.1501E+06	.3749E+05	.3003E+06	.1688E+06	47.	
6			5.0	.1876E+06	.3749E+05	.4691E+06	.2063E+06	56.	
7			6.0	.2250E+06	.3749E+05	.6754E+06	.2438E+06	65.	
8			7.0	.2625E+06	.3749E+05	.9192E+06	.2813E+06	74.	
9			8.0	.3000E+06	.3749E+05	.1200E+07	.3188E+06	82.	
10			9.0	.3375E+06	.3749E+05	.1519E+07	.3563E+06	91.	
11	340.0	375000.0	100.0	10.0	.3750E+06	.4000E+05	.1875E+07	.3950E+06	100.
12			11.0	.4150E+06	.4000E+05	.2270E+07	.4350E+06	102.	
13			12.0	.4550E+06	.4000E+05	.2705E+07	.4750E+06	104.	
14			13.0	.4950E+06	.4000E+05	.3180E+07	.5150E+06	106.	
15			14.0	.5350E+06	.4000E+05	.3695E+07	.5550E+06	108.	
16			15.0	.5750E+06	.4000E+05	.4250E+07	.5950E+06	110.	
17			16.0	.6150E+06	.4000E+05	.4845E+07	.6350E+06	112.	
18			17.0	.6550E+06	.4000E+05	.5480E+07	.6750E+06	114.	
19			18.0	.6950E+06	.4000E+05	.6155E+07	.7150E+06	116.	
20			19.0	.7350E+06	.4000E+05	.6870E+07	.7550E+06	118.	
21	350.0	775000.0	120.0	20.0	.7750E+06	.6000E+05	.7625E+07	.8050E+06	120.
22			21.0	.8350E+06	.6000E+05	.8430E+07	.8650E+06	124.	
23			22.0	.8950E+06	.6000E+05	.9295E+07	.9250E+06	128.	
24			23.0	.9550E+06	.6000E+05	.1022E+08	.9850E+06	132.	
25			24.0	.1015E+07	.6000E+05	.1121E+08	.1045E+07	136.	
26			25.0	.1075E+07	.6000E+05	.1225E+08	.1105E+07	140.	
27			26.0	.1135E+07	.6000E+05	.1336E+08	.1165E+07	144.	
28			27.0	.1195E+07	.6000E+05	.1452E+08	.1225E+07	148.	
29			28.0	.1255E+07	.6000E+05	.1575E+08	.1285E+07	152.	
30			29.0	.1315E+07	.6000E+05	.1703E+08	.1345E+07	156.	
31	360.0	1375000.0	160.0	30.0	.1375E+07	.5250E+05	.1838E+08	.1401E+07	160.
32			31.0	.1428E+07	.5250E+05	.1978E+08	.1454E+07	164.	
33			32.0	.1480E+07	.5250E+05	.2123E+08	.1506E+07	168.	
34			33.0	.1533E+07	.5250E+05	.2274E+08	.1559E+07	172.	
35			34.0	.1585E+07	.5250E+05	.2430E+08	.1611E+07	176.	
36			35.0	.1638E+07	.5250E+05	.2591E+08	.1664E+07	180.	
37			36.0	.1690E+07	.5250E+05	.2757E+08	.1716E+07	184.	
38			37.0	.1743E+07	.5250E+05	.2929E+08	.1769E+07	188.	
39			38.0	.1795E+07	.5250E+05	.3106E+08	.1821E+07	192.	
40			39.0	.1848E+07	.5250E+05	.3288E+08	.1874E+07	196.	
41	370.0	1900000.0	200.0	40.0	.1900E+07	.5750E+05	.3475E+08	.1929E+07	200.
42			41.0	.1958E+07	.5750E+05	.3668E+08	.1986E+07	204.	
43			42.0	.2015E+07	.5750E+05	.3867E+08	.2044E+07	208.	
44			43.0	.2073E+07	.5750E+05	.4071E+08	.2101E+07	212.	
45			44.0	.2130E+07	.5750E+05	.4281E+08	.2159E+07	216.	
46			45.0	.2188E+07	.5750E+05	.4497E+08	.2216E+07	220.	
47			46.0	.2245E+07	.5750E+05	.4719E+08	.2274E+07	224.	
48			47.0	.2303E+07	.5750E+05	.4946E+08	.2331E+07	228.	
49			48.0	.2360E+07	.5750E+05	.5179E+08	.2389E+07	232.	
50			49.0	.2418E+07	.5750E+05	.5418E+08	.2446E+07	236.	
51	380.0	2475000.0	240.0	50.0	.2475E+07	.7250E+05	.5663E+08	.2511E+07	240.
52			51.0	.2548E+07	.7250E+05	.5914E+08	.2584E+07	242.	
53			52.0	.2620E+07	.7250E+05	.6172E+08	.2656E+07	244.	
54			53.0	.2693E+07	.7250E+05	.6438E+08	.2729E+07	246.	
55			54.0	.2765E+07	.7250E+05	.6711E+08	.2801E+07	248.	
56			55.0	.2838E+07	.7250E+05	.6991E+08	.2874E+07	250.	
57			56.0	.2910E+07	.7250E+05	.7278E+08	.2946E+07	252.	
58			57.0	.2983E+07	.7250E+05	.7573E+08	.3019E+07	254.	
59			58.0	.3055E+07	.7250E+05	.7875E+08	.3091E+07	256.	
60			59.0	.3128E+07	.7250E+05	.8184E+08	.3164E+07	258.	
61	390.0	3200000.0	260.0	60.0	.3200E+07	.5500E+05	.8500E+08	.3228E+07	260.
62			61.0	.3255E+07	.5500E+05	.8823E+08	.3282E+07	262.	
63			62.0	.3310E+07	.5500E+05	.9151E+08	.3338E+07	264.	
64			63.0	.3365E+07	.5500E+05	.9485E+08	.3392E+07	266.	
65			64.0	.3420E+07	.5500E+05	.9824E+08	.3448E+07	268.	
66			65.0	.3475E+07	.5500E+05	.1017E+09	.3502E+07	270.	
67			66.0	.3530E+07	.5500E+05	.1052E+09	.3558E+07	272.	
68			67.0	.3585E+07	.5500E+05	.1087E+09	.3612E+07	274.	
69			68.0	.3640E+07	.5500E+05	.1124E+09	.3668E+07	276.	
70			69.0	.3695E+07	.5500E+05	.1160E+09	.3722E+07	278.	
71	400.0	3750000.0	280.0	70.0	.3750E+07	.2450E+06	.1198E+09	.3872E+07	280.
72			71.0	.3995E+07	.2450E+06	.1236E+09	.4118E+07	282.	
73	402.0	4240000.0	284.0	72.0	.4240E+07	.6125E+05	.1277E+09	.4271E+07	284.
74			73.0	.4301E+07	.6125E+05	.1320E+09	.4332E+07	285.	
75			74.0	.4363E+07	.6125E+05	.1363E+09	.4393E+07	286.	
76			75.0	.4424E+07	.6125E+05	.1407E+09	.4454E+07	286.	
77			76.0	.4485E+07	.6125E+05	.1452E+09	.4516E+07	287.	
78			77.0	.4546E+07	.6125E+05	.1497E+09	.4577E+07	288.	
79			78.0	.4608E+07	.6125E+05	.1543E+09	.4638E+07	289.	

80			79.0	.4669E+07	.6125E+05	.1589E+09	.4699E+07	289.
81	410.0	4730000.0	290.0	80.0	.4730E+07	.0000E+00	.1636E+09	.0000E+00 290.

CHEMICAL COMPOSITION

CARBON NITROGEN PHOSPHORUS

ALGAE	.400	.080	.012
ZOOPLANKTON	.400	.080	.012
BENTHOS	.400	.080	.012
FISH	.400	.080	.012
DETR / SED	.400	.080	.012

BIOLOGICAL COEFFICIENTS

	GROWTH 1/DAY	RESPIRATION 1/DAY	MORTALITY 1/DAY	LIGHT KCAL/M2/SEC	PO4-P MG/L	NH3+NO3-N MG/L	CO2-C MG/L	CONSTANTS M/DAY	SINKING VEL
PHYTOPLANKTON 1	2.00 *	.150		.003	.030	.060	.025	.600 *	
PHYTOPLANKTON 2	2.50 *	.200		.004	.030	.060	.025	.120 *	

				HALF SATURATION NO 1	GRAZING PREFERENCE NO 2	ASSIM. EFF NO 3	PARTICULATE EXCREATA
ZOOPLANKTON	.150	.015	.010	.300	.500	.200	.60
BENTHOS	.040 *	.008	.004	2000.000			.60
FISH NO. 1	.020	.003	.002	.200	.005	.50	.60
FISH NO. 2	.025	.003	.002	.200	.005	.50	.60
FISH NO. 3	.020	.003	.002	500.000	.001	.50	.60

	JAN	FEB	MAR	APR	MAY	JUN	JUL	AUG	SEP	OCT	NOV	DEC
FISH NO. 1 HARVEST, 1/MONTH			.00	.00	.00	.00	.20 *	.10 *	.10 *	.10 *	.00	.00
FISH NO. 2 HARVEST, 1/MONTH			.00	.00	.00	.00	.05 *	.10 *	.15 *	.15 *	.00	.00
FISH NO. 3 HARVEST, 1/MONTH			.00	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.00

* INDICATES COEFFICIENT DEFAULT VALUE HAS BEEN OVERRIDDEN BY USER

MISCELLANEOUS COEFFICIENTS

	DECAY RATE, 1/DAY	OXYGEN CONSUMED	CARBON RELEASED
BOD	.30	.20	
AMMONIA	.20	3.50	
NITRITE	.50	1.20	
COLIFORMS	1.00		
DETRITUS	.020	1.60	
SEDIMENTS	.007 *	1.60	
BIOMASS RESPIRATION		1.60	
ALGAL GROWTH		1.60 (PRODUCED)	

DETRITUS SETTLING VELOCITY, METERS/DAY 1.000 *

	ALG 1	ALG 2	ZOO	DETRITUS	SS 1	SS 2	SS 3	SS 4	SS 5
SHADING FACTOR, 1/(MG/L)/M	.15 *	.15 *	.01 *	.05 *	.00	.00	.00	.00	.00

COEFFICIENT TEMPERATURE ADJUSTMENT PARAMETER

	CALIBRATION MAGNITUDE				CALIBRATION TEMPERATURE			
	K1	K2	K3	K4	T1	T2	T3	T4
ALGAE 1	.10	.98	.98	.10	5.	22.	25.	34.
ALGAE 2	.10	.98	.98	.10	10.	28.	30.	40.
ZOOPLANKTON	.10	.98	.98	.10	5.	28.	30.	38.
BENTHOS	.10	.98	.98	.10	5.	22.	25.	38.
FISH 1	.10	.98	.98	.10	5.	20.	20.	25.
FISH 2	.10	.98	.98	.10	10.	27.	30.	38.
FISH 3	.10	.98	.98	.10	5.	22.	30.	36.
BOD	.10	.98			4.	30.		
AMMONIA	.10	.98			4.	30.		

NITRITE .10 .98 4. 30.
 DETRITUS/SED .10 .98 4. 30.

Q10 TEMPERATURE ADJUSTMENT FACTOR

COLIFORM DIEOFF 1.040
 BOD DECAY .000
 AMMONIA DECAY .000
 NITRITE DECAY .000
 DETRITUS DECAY .000
 NON GROWTH BIOLOGICAL ACTIVITY .000

* INDICATES COEFFICIENT DEFAULT VALUE HAS BEEN OVERRIDDEN BY USER

COEFFICIENT TEMPERATURE ADJUSTMENT TEMPERATURE, C

	0	2	4	6	8	10	12	14	16	18	20	22	24	26	28	30	32	34	36	38
BOD	.10	.10	.10	.15	.22	.31	.42	.54	.65	.75	.82	.88	.92	.95	.97	.98	.99	.99	1.00	1.00
NH3	.10	.10	.10	.15	.22	.31	.42	.54	.65	.75	.82	.88	.92	.95	.97	.98	.99	.99	1.00	1.00
NO2	.10	.10	.10	.15	.22	.31	.42	.54	.65	.75	.82	.88	.92	.95	.97	.98	.99	.99	1.00	1.00
DET	.10	.10	.10	.15	.22	.31	.42	.54	.65	.75	.82	.88	.92	.95	.97	.98	.99	.99	1.00	1.00
COLIF	.46	.49	.53	.58	.62	.68	.73	.79	.85	.92	1.00	1.08	1.17	1.27	1.37	1.48	1.60	1.73	1.87	2.03
ALG 1, R/M	.10	.10	.10	.14	.25	.40	.58	.74	.85	.92	.96	.98	.99	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
ALG 2, R/M	.10	.10	.10	.10	.10	.10	.18	.30	.46	.62	.77	.87	.93	.96	.98	.99	.99	1.00	1.00	1.00
ALG 1, G	.10	.10	.10	.14	.25	.40	.58	.74	.85	.92	.96	.98	.98	.96	.86	.62	.30	.10	.00	.00
ALG 2, G	.10	.10	.10	.10	.10	.10	.18	.30	.46	.62	.77	.87	.93	.96	.97	.97	.93	.81	.56	.27
ZOO, R/M	.10	.10	.10	.13	.20	.29	.41	.55	.67	.78	.85	.91	.94	.97	.98	.99	.99	1.00	1.00	1.00
ZOO, G	.10	.10	.10	.13	.20	.29	.41	.55	.67	.78	.85	.91	.94	.97	.98	.97	.91	.70	.34	.10
BEN, R/M	.10	.10	.10	.14	.25	.40	.58	.74	.85	.92	.96	.98	.99	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
BEN, G	.10	.10	.10	.14	.25	.40	.58	.74	.85	.92	.96	.98	.98	.96	.92	.82	.65	.42	.22	.10
FISH 1, R/M	.10	.10	.10	.14	.27	.46	.66	.81	.91	.96	.98	.99	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
FISH 2, R/M	.10	.10	.10	.10	.10	.10	.19	.32	.49	.66	.80	.89	.94	.97	.99	.99	1.00	1.00	1.00	1.00
FISH 3, R/M	.10	.10	.10	.14	.25	.40	.58	.74	.85	.92	.96	.98	.99	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
FISH 1, G	.10	.10	.10	.14	.27	.46	.66	.81	.91	.95	.96	.80	.27	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.00
FISH 2, G	.10	.10	.10	.10	.10	.10	.19	.32	.49	.66	.80	.89	.94	.97	.98	.97	.91	.70	.34	.10
FISH 3, G	.10	.10	.10	.14	.25	.40	.58	.74	.85	.92	.96	.98	.99	.99	.99	.98	.87	.46	.10	.00

INORGANIC SUSPENDED SOLIDS

NUMBER FALL VELOCITY, CM/SEC AT THREE TEMPERATURES, C

1 .001 10. .001 22. .001 30.

INITIAL SUSPENDED SOLIDS DEPOSITION AT TRIBUTARY DISCHARGE POINT

TRIBUTARY SUSPENDED SOLIDS GROUP NUMBER OF ELEMENTS FRACTION DEPOSITED

1 1 -1 .100

INITIAL RESERVOIR QUALITY CONDITIONS

FISH STATUS

	DENSITY KG/HA	TOTAL BIOMASS KG	GROWTH RATE KG/HA/MO	HARVEST RATE KG/HA/MO
FISH 1	.01	4.0	.00	.00
FISH 2	.01	4.0	.00	.00
FISH 3	.01	4.0	.00	.00

ELEM GATE DEPTH TEMP OXYGEN BOD COLIFORMS INORGANIC SUSPENDED SOLIDS DETRITUS LIGHT EXT SHORT
 WAVE SEDIMENTS

M	C	MG/L	MG/L	MPN/100	NO 1	NO 2	NO 3	NO 4	NO 5	MG/L	1/M	KCAL/M2/SEC	INORG	ORG
				MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L		G/M2	G/M2			
71	.5	13.8	9.5	.0	.00E+00	3.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	0.	

RESERVOIR QUALITY, CONTINUED

331

FIRST DAY OF INFLOW QUALITY RECORD 850301

LAST DAY OF INFLOW QUALITY RECORD 851001
TOTAL NUMBER OF DAYS 215

54 CARDS READ FOR INFLOW RATE (FLOW)
3 CARDS READ FOR TEMPERATURE (TEMP)
3 CARDS READ FOR DISSOLVED OXYGEN (OXY)
3 CARDS READ FOR BOD (BOD)
3 CARDS READ FOR DETRITUS (DET)
3 CARDS READ FOR AMMONIA (NH3)
3 CARDS READ FOR NITRATE (NO3)
3 CARDS READ FOR PHOSPHATE (PO4)
2 CARDS READ FOR TDS (TDS)
2 CARDS READ FOR PH (PH)
2 CARDS READ FOR ALKALINITY (ALK)
2 CARDS READ FOR SSOL NO 1 (SS 1)

TIME (MONTH/DAY) VS. DAILY AVERAGE INFLOW RATE OR CONCENTRATION IN APPROPRIATE UNITS

PARAMETER	TRIB NO.	TIME	FLOW/CONC	TIME	FLOW/CONC	TIME	FLOW/CONC	TIME	FLOW/CONC	TIME	FLOW/CONC
FLOW	1	3/ 1	645.100	3/ 2	637.100	3/ 3	641.100	3/ 4	635.100	3/ 5	573.100
FLOW	1	3/ 6	630.100	3/ 7	540.100	3/ 8	507.100	3/ 9	544.100	3/10	479.100
FLOW	1	3/11	438.100	3/12	467.100	3/13	415.100	3/14	433.100	3/15	443.100
FLOW	1	3/16	430.100	3/17	426.100	3/18	410.100	3/19	364.100	3/20	403.100
FLOW	1	3/21	401.100	3/22	446.100	3/23	460.100	3/24	455.100	3/25	616.100
FLOW	1	3/26	450.100	3/27	503.100	3/28	488.100	3/29	433.100	3/30	469.100
FLOW	1	3/31	443.100	4/ 1	385.100	4/ 2	441.100	4/ 3	380.100	4/ 4	329.100
FLOW	1	4/ 5	334.100	4/ 6	322.100	4/ 7	259.100	4/ 8	469.100	4/ 9	544.100
FLOW	1	4/10	619.100	4/11	725.100	4/12	684.100	4/13	704.100	4/14	656.100
FLOW	1	4/15	628.100	4/16	570.100	4/17	517.100	4/18	458.100	4/19	478.100
FLOW	1	4/20	428.100	4/21	453.100	4/22	487.100	4/23	484.100	4/24	519.100
FLOW	1	4/25	586.100	4/26	606.100	4/27	615.100	4/28	574.100	4/29	488.100
FLOW	1	4/30	428.100	5/ 1	415.200	5/ 2	456.200	5/ 3	439.200	5/ 4	426.200
FLOW	1	5/ 5	386.200	5/ 6	411.200	5/ 7	393.200	5/ 8	418.200	5/ 9	400.200
FLOW	1	5/10	406.200	5/11	372.200	5/12	383.200	5/13	378.200	5/14	379.200
FLOW	1	5/15	390.200	5/16	410.200	5/17	426.200	5/18	381.200	5/19	428.200
FLOW	1	5/20	433.200	5/21	375.200	5/22	364.200	5/23	356.200	5/24	375.200
FLOW	1	5/25	387.200	5/26	374.200	5/27	369.200	5/28	406.200	5/29	397.200
FLOW	1	5/30	330.200	5/31	330.200	6/ 1	322.200	6/ 2	410.200	6/ 3	360.200
FLOW	1	6/ 4	485.200	6/ 5	465.200	6/ 6	478.200	6/ 7	466.200	6/ 8	429.200
FLOW	1	6/ 9	393.200	6/10	399.200	6/11	371.200	6/12	383.200	6/13	283.200
FLOW	1	6/14	176.200	6/15	50.200	6/16	125.200	6/17	219.200	6/18	204.200
FLOW	1	6/19	200.200	6/20	186.200	6/21	200.200	6/22	62.200	6/23	141.200
FLOW	1	6/24	176.200	6/25	180.200	6/26	183.200	6/27	169.200	6/28	88.200
FLOW	1	6/29	16.200	6/30	.200	7/ 1	.300	7/ 2	6.300	7/ 3	.300
FLOW	1	7/ 4	.300	7/ 5	.300	7/ 6	42.300	7/ 7	20.300	7/ 8	69.300
FLOW	1	7/ 9	56.300	7/10	44.300	7/11	43.300	7/12	60.300	7/13	19.300
FLOW	1	7/14	12.300	7/15	60.300	7/16	33.300	7/17	29.300	7/18	39.300
FLOW	1	7/19	23.300	7/20	66.300	7/21	.300	7/22	31.300	7/23	36.300
FLOW	1	7/24	55.300	7/25	29.300	7/26	63.300	7/27	18.300	7/28	.300
FLOW	1	7/29	35.300	7/30	30.300	7/31	10.300	8/ 1	61.300	8/ 2	19.300
FLOW	1	8/ 3	30.300	8/ 4	5.300	8/ 5	.300	8/ 6	.300	8/ 7	26.300
FLOW	1	8/ 8	46.300	8/ 9	25.300	8/10	21.300	8/11	6.300	8/12	35.300
FLOW	1	8/13	27.300	8/14	33.300	8/15	14.300	8/16	46.300	8/17	24.300
FLOW	1	8/18	6.300	8/19	43.300	8/20	33.300	8/21	39.300	8/22	23.300
FLOW	1	8/23	29.300	8/24	29.300	8/25	11.300	8/26	36.300	8/27	40.300
FLOW	1	8/28	24.300	8/29	24.300	8/30	32.300	8/31	21.300	9/ 1	.200
FLOW	1	9/ 2	45.200	9/ 3	48.200	9/ 4	58.200	9/ 5	32.200	9/ 6	44.200
FLOW	1	9/ 7	17.200	9/ 8	19.200	9/ 9	117.200	9/10	71.200	9/11	42.200
FLOW	1	9/12	35.200	9/13	65.200	9/14	105.200	9/15	43.200	9/16	124.200
FLOW	1	9/17	102.200	9/18	113.200	9/19	80.200	9/20	118.200	9/21	133.200
FLOW	1	9/22	109.200	9/23	144.200	9/24	143.200	9/25	175.200	9/26	100.200
FLOW	1	9/27	117.200	9/28	113.200	9/29	94.200	9/30	134.200		
TEMP	1	3/ 1	8.000	4/ 1	11.500	5/ 1	13.000	6/ 1	15.000	7/ 1	16.200
TEMP	1	8/ 1	16.200	9/ 1	16.200	9/12	18.200				
OXY	1	3/ 1	9.500	4/ 1	5.000	5/ 1	3.000	6/ 1	1.000	7/ 1	.700
OXY	1	8/ 1	.400	9/ 1	.850	9/12	.050				
BOD	1	3/ 1	.100	4/ 1	.100	5/ 1	.200	6/ 1	.200	7/ 1	.100
BOD	1	8/ 1	.050	9/ 1	.250	9/12	13.100				
DET	1	3/ 1	.500	4/ 1	.500	5/ 1	.500	6/ 1	.500	7/ 1	.600
DET	1	8/ 1	.400	9/ 1	.100	9/12	12.600				
NH3	1	3/ 1	.010	4/ 1	.025	5/ 1	.050	6/ 1	.125	7/ 1	.200
NH3	1	8/ 1	.200	9/ 1	.225	9/12	.235				
NO3	1	3/ 1	.420	4/ 1	.410	5/ 1	.410	6/ 1	.460	7/ 1	1.010
NO3	1	8/ 1	1.010	9/ 1	1.010	9/12	1.100				
PO4	1	3/ 1	.080	4/ 1	.080	5/ 1	.080	6/ 1	.100	7/ 1	.215

PO4	1	8/ 1	.230	9/ 1	.230	9/12	.250					
TDS	1	3/ 1	200.000	4/ 1	200.000	5/ 1	200.000	6/ 1	250.000	7/ 1	250.000	
TDS	1	8/ 1	250.000	9/ 1	200.000							
PH	1	3/ 1	8.000	4/ 1	7.800	5/ 1	7.700	6/ 1	7.600	7/ 1	7.500	
PH	1	8/ 1	7.400	9/ 1	7.200							
ALK	1	3/ 1	100.000	4/ 1	100.000	5/ 1	100.000	6/ 1	110.000	7/ 1	120.000	
ALK	1	8/ 1	130.000	9/ 1	140.000							
SS 1	1	3/ 1	5.000	4/ 1	5.000	5/ 1	5.000	6/ 1	3.000	7/ 1	2.000	
SS 1	1	8/ 1	2.000	9/ 1	2.000							

METEOROLOGICAL DATA

DATE	TIME	CLOUD COVER	DRY BULB	DEW / WET	PRESSURE	WIND SPEED
		TEMP, F	TEMP, F	IN HG		MPH
85/ 3/ 1	0	.30	62.00	56.00	30.00	7.00
85/ 3/ 1	0	.40	40.00	38.00	30.00	11.00
85/ 3/ 2	0	.90	44.00	42.00	30.00	10.00
85/ 3/ 3	0	1.00	40.00	39.00	30.00	11.00
85/ 3/ 4	0	.30	36.00	35.00	30.00	12.00
85/ 3/ 5	0	.50	45.00	37.00	30.00	9.00
85/ 3/ 6	0	.60	47.00	40.00	30.00	7.00
85/ 3/ 7	0	.50	49.00	45.00	30.00	2.00
85/ 3/ 8	0	.10	49.00	39.00	30.00	7.00
85/ 3/ 9	0	.30	57.00	45.00	30.00	10.00
85/ 3/10	0	.10	54.00	42.00	30.00	8.00
85/ 3/11	0	.10	52.00	44.00	30.00	13.00
85/ 3/12	0	.30	50.00	40.00	30.00	7.00
85/ 3/13	0	.10	47.00	39.00	30.00	8.00
85/ 3/14	0	.40	51.00	41.00	30.00	6.00
85/ 3/15	0	.80	50.00	43.00	30.00	5.00
85/ 3/16	0	.60	48.00	40.00	30.00	3.00
85/ 3/17	0	.40	48.00	40.00	30.00	5.00
85/ 3/18	0	.90	52.00	50.00	30.00	9.00
85/ 3/19	0	.90	42.00	39.00	30.00	18.00
85/ 3/20	0	1.00	43.00	43.00	30.00	14.00
85/ 3/21	0	.90	52.00	48.00	30.00	16.00
85/ 3/22	0	.60	49.00	43.00	30.00	27.00
85/ 3/23	0	.60	52.00	43.00	30.00	16.00
85/ 3/24	0	.80	50.00	43.00	30.00	7.00
85/ 3/25	0	.50	49.00	42.00	30.00	11.00
85/ 3/26	0	.90	50.00	43.00	30.00	16.00
85/ 3/27	0	.90	50.00	41.00	30.00	15.00
85/ 3/28	0	.50	50.00	40.00	30.00	8.00
85/ 3/29	0	.60	52.00	41.00	30.00	6.00
85/ 3/30	0	.60	57.00	46.00	30.00	5.00
85/ 3/31	0	.60	59.00	52.00	30.00	12.00
85/ 4/ 1	0	.50	61.00	51.00	30.00	6.00
85/ 4/ 2	0	.00	70.00	54.00	30.00	7.00
85/ 4/ 3	0	.50	69.00	52.00	30.00	4.00
85/ 4/ 4	0	.90	49.00	47.00	30.00	13.00
85/ 4/ 5	0	1.00	48.00	47.00	30.00	12.00
85/ 4/ 6	0	1.00	52.00	51.00	30.00	16.00
85/ 4/ 7	0	.50	52.00	47.00	30.00	12.00
85/ 4/ 8	0	.90	47.00	43.00	30.00	11.00
85/ 4/ 9	0	.90	45.00	43.00	30.00	13.00
85/ 4/10	0	.40	53.00	45.00	30.00	8.00
85/ 4/11	0	.50	54.00	48.00	30.00	8.00
85/ 4/12	0	.10	63.00	50.00	30.00	8.00
85/ 4/13	0	.10	58.00	49.00	30.00	5.00
85/ 4/14	0	.30	58.00	47.00	30.00	7.00
85/ 4/15	0	.30	64.00	53.00	30.00	5.00
85/ 4/16	0	.10	67.00	51.00	30.00	5.00
85/ 4/17	0	.10	70.00	53.00	30.00	6.00
85/ 4/18	0	.40	71.00	54.00	30.00	3.00
85/ 4/19	0	.90	70.00	56.00	30.00	3.00
85/ 4/20	0	1.00	55.00	51.00	30.00	4.00
85/ 4/21	0	1.00	42.00	41.00	30.00	5.00
85/ 4/22	0	.80	47.00	41.00	30.00	10.00
85/ 4/23	0	.60	53.00	45.00	30.00	6.00
85/ 4/24	0	.60	51.00	44.00	30.00	6.00
85/ 4/25	0	.90	56.00	49.00	30.00	13.00
85/ 4/26	0	.30	59.00	56.00	30.00	10.00
85/ 4/27	0	.30	65.00	51.00	30.00	9.00
85/ 4/28	0	.40	61.00	52.00	30.00	8.00
85/ 4/29	0	.10	65.00	52.00	30.00	8.00

85/ 4/30	0	.30	72.00	56.00	30.00	4.00
85/ 5/ 1	0	.90	72.00	56.00	30.00	3.00
85/ 5/ 2	0	.90	69.00	56.00	30.00	6.00
85/ 5/ 3	0	.80	63.00	55.00	30.00	5.00
85/ 5/ 4	0	.30	63.00	50.00	30.00	5.00
85/ 5/ 5	0	.50	45.00	40.00	30.00	9.00
85/ 5/ 6	0	.60	51.00	49.00	30.00	15.00
85/ 5/ 7	0	.60	56.00	47.00	30.00	9.00
85/ 5/ 8	0	.40	63.00	50.00	30.00	7.00
85/ 5/ 9	0	.60	61.00	54.00	30.00	4.00
85/ 5/10	0	.30	54.00	43.00	30.00	4.00
85/ 5/11	0	.90	52.00	46.00	30.00	6.00
85/ 5/12	0	.80	59.00	48.00	30.00	4.00
85/ 5/13	0	.60	58.00	49.00	30.00	4.00
85/ 5/14	0	.40	61.00	50.00	30.00	6.00
85/ 5/15	0	.80	49.00	47.00	30.00	7.00
85/ 5/16	0	.40	59.00	50.00	30.00	6.00
85/ 5/17	0	.40	63.00	52.00	30.00	3.00
85/ 5/18	0	.40	63.00	54.00	30.00	6.00
85/ 5/19	0	.40	68.00	55.00	30.00	4.00
85/ 5/20	0	.50	64.00	52.00	30.00	4.00
85/ 5/21	0	.10	67.00	53.00	30.00	10.00
85/ 5/22	0	.40	70.00	54.00	30.00	6.00
85/ 5/23	0	.50	63.00	54.00	30.00	6.00
85/ 5/24	0	.50	66.00	54.00	30.00	8.00
85/ 5/25	0	.60	65.00	54.00	30.00	4.00
85/ 5/26	0	.50	52.00	50.00	30.00	8.00
85/ 5/27	0	.50	58.00	50.00	30.00	8.00
85/ 5/28	0	.60	68.00	54.00	30.00	7.00
85/ 5/29	0	1.00	58.00	54.00	30.00	7.00
85/ 5/30	0	.90	58.00	56.00	30.00	7.00
85/ 5/31	0	.90	59.00	58.00	30.00	7.00
85/ 6/ 1	0	.90	57.00	56.00	30.00	7.00
85/ 6/ 2	0	.90	57.00	53.00	30.00	4.00
85/ 6/ 3	0	.90	59.00	54.00	30.00	3.00
85/ 6/ 4	0	.80	65.00	56.00	30.00	3.00
85/ 6/ 5	0	.80	59.00	56.00	30.00	3.00
85/ 6/ 6	0	.50	61.00	54.00	30.00	3.00
85/ 6/ 7	0	.40	63.00	52.00	30.00	3.00
85/ 6/ 8	0	.40	67.00	54.00	30.00	3.00
85/ 6/ 9	0	.10	72.00	56.00	30.00	3.00
85/ 6/10	0	.10	76.00	59.00	30.00	3.00
85/ 6/11	0	.30	79.00	59.00	30.00	3.00
85/ 6/12	0	.30	79.00	59.00	30.00	3.00
85/ 6/13	0	.80	74.00	59.00	30.00	3.00
85/ 6/14	0	.80	67.00	58.00	30.00	3.00
85/ 6/15	0	.90	70.00	58.00	30.00	3.00
85/ 6/16	0	.50	72.00	61.00	30.00	3.00
85/ 6/17	0	.30	79.00	63.00	30.00	3.00
85/ 6/18	0	.80	81.00	65.00	30.00	3.00
85/ 6/19	0	.50	74.00	59.00	30.00	3.00
85/ 6/20	0	.30	79.00	61.00	30.00	3.00
85/ 6/21	0	.50	68.00	56.00	30.00	3.00
85/ 6/22	0	.10	68.00	56.00	30.00	3.00
85/ 6/23	0	.40	72.00	61.00	30.00	3.00
85/ 6/24	0	.00	79.00	58.00	30.00	3.00
85/ 6/25	0	.10	87.00	65.00	30.00	3.00
85/ 6/26	0	.30	86.00	63.00	30.00	3.00
85/ 6/27	0	.30	81.00	61.00	30.00	3.00
85/ 6/28	0	.00	83.00	60.00	30.00	3.00
85/ 6/29	0	.40	85.00	63.00	30.00	3.00
85/ 6/30	0	.10	85.00	63.00	30.00	3.00
85/ 7/ 1	0	.60	85.00	63.00	30.00	3.00
85/ 7/ 2	0	.90	66.00	58.00	30.00	6.00
85/ 7/ 3	0	.80	66.00	58.00	30.00	7.00
85/ 7/ 4	0	.10	79.00	63.00	30.00	6.00
85/ 7/ 5	0	.30	87.00	65.00	30.00	4.00
85/ 7/ 6	0	.10	92.00	68.00	30.00	8.00
85/ 7/ 7	0	.80	90.00	65.00	30.00	7.00
85/ 7/ 8	0	.50	80.00	63.00	30.00	9.00
85/ 7/ 9	0	.30	86.00	65.00	30.00	8.00
85/ 7/10	0	.40	86.00	64.00	30.00	8.00
85/ 7/11	0	.10	88.00	63.00	30.00	10.00
85/ 7/12	0	.10	90.00	61.00	30.00	5.00
85/ 7/13	0	.40	84.00	62.00	30.00	5.00
85/ 7/14	0	.50	79.00	59.00	30.00	9.00
85/ 7/15	0	.30	84.00	61.00	30.00	9.00

85/ 7/16	0	.30	85.00	63.00	30.00	9.00
85/ 7/17	0	.30	88.00	63.00	30.00	8.00
85/ 7/18	0	.30	83.00	61.00	30.00	4.00
85/ 7/19	0	.30	85.00	63.00	30.00	8.00
85/ 7/20	0	.10	87.00	63.00	30.00	7.00
85/ 7/21	0	.10	90.00	64.00	30.00	9.00
85/ 7/22	0	.60	93.00	63.00	30.00	9.00
85/ 7/23	0	.30	94.00	63.00	30.00	4.00
85/ 7/24	0	.50	94.00	64.00	30.00	5.00
85/ 7/25	0	.40	89.00	63.00	30.00	7.00
85/ 7/26	0	.40	79.00	56.00	30.00	13.00
85/ 7/27	0	.00	84.00	61.00	30.00	7.00
85/ 7/28	0	.90	66.00	59.00	30.00	10.00
85/ 7/29	0	.50	70.00	56.00	30.00	15.00
85/ 7/30	0	.10	71.00	56.00	30.00	8.00
85/ 7/31	0	.10	78.00	59.00	30.00	7.00
85/ 8/ 1	0	.40	81.00	60.00	30.00	8.00
85/ 8/ 2	0	.30	86.00	61.00	30.00	9.00
85/ 8/ 3	0	.50	86.00	62.00	30.00	4.00
85/ 8/ 4	0	.30	90.00	65.00	30.00	7.00
85/ 8/ 5	0	.10	70.00	54.00	30.00	9.00
85/ 8/ 6	0	.00	76.00	56.00	30.00	10.00
85/ 8/ 7	0	.10	81.00	58.00	30.00	7.00
85/ 8/ 8	0	.40	86.00	59.00	30.00	4.00
85/ 8/ 9	0	.30	76.00	63.00	30.00	6.00
85/ 8/10	0	.00	75.00	54.00	30.00	12.00
85/ 8/11	0	.40	76.00	63.00	30.00	7.00
85/ 8/12	0	.30	78.00	59.00	30.00	9.00
85/ 8/13	0	.30	81.00	61.00	30.00	7.00
85/ 8/14	0	.30	79.00	59.00	30.00	9.00
85/ 8/15	0	.30	79.00	58.00	30.00	6.00
85/ 8/16	0	.30	84.00	60.00	30.00	7.00
85/ 8/17	0	.10	88.00	61.00	30.00	7.00
85/ 8/18	0	.00	89.00	63.00	30.00	3.00
85/ 8/19	0	.10	81.00	65.00	30.00	9.00
85/ 8/20	0	.00	90.00	65.00	30.00	8.00
85/ 8/21	0	.50	88.00	64.00	30.00	3.00
85/ 8/22	0	.00	83.00	63.00	30.00	7.00
85/ 8/23	0	.30	81.00	59.00	30.00	7.00
85/ 8/24	0	.40	70.00	59.00	30.00	9.00
85/ 8/25	0	.30	68.00	52.00	30.00	8.00
85/ 8/26	0	1.00	70.00	57.00	30.00	7.00
85/ 8/27	0	.10	73.00	58.00	30.00	6.00
85/ 8/28	0	.10	73.00	58.00	30.00	6.00
85/ 8/29	0	.10	75.00	58.00	30.00	6.00
85/ 8/30	0	.10	75.00	58.00	30.00	6.00
85/ 8/31	0	.10	77.00	59.00	30.00	5.00
85/ 9/ 1	0	.10	77.00	59.00	30.00	5.00
85/ 9/ 2	0	.10	77.00	59.00	30.00	5.00
85/ 9/ 3	0	.10	80.00	59.00	30.00	4.00
85/ 9/ 4	0	.10	80.00	60.00	30.00	4.00
85/ 9/ 5	0	.10	82.00	60.00	30.00	4.00
85/ 9/ 6	0	.10	82.00	60.00	30.00	4.00
85/ 9/ 7	0	.10	84.00	60.00	30.00	3.00
85/ 9/ 8	0	.10	85.00	60.00	30.00	3.00
85/ 9/ 9	0	.10	85.00	60.00	30.00	3.00
85/ 9/10	0	.30	86.00	61.00	30.00	3.00
85/ 9/11	0	.80	88.00	61.00	30.00	4.00
85/ 9/12	0	.90	81.00	61.00	30.00	4.00
85/ 9/13	0	.40	83.00	59.00	30.00	5.00
85/ 9/14	0	.30	85.00	61.00	30.00	10.00
85/ 9/15	0	.40	82.00	61.00	30.00	3.00
85/ 9/16	0	.00	72.00	52.00	30.00	14.00
85/ 9/17	0	.10	79.00	57.00	30.00	15.00
85/ 9/18	0	.50	79.00	62.00	30.00	4.00
85/ 9/19	0	.80	79.00	61.00	30.00	3.00
85/ 9/20	0	.50	77.00	62.00	30.00	2.00
85/ 9/21	0	.10	78.00	62.00	30.00	3.00
85/ 9/22	0	.50	81.00	62.00	30.00	2.00
85/ 9/23	0	.80	81.00	61.00	30.00	2.00
85/ 9/24	0	.40	77.00	58.00	30.00	4.00
85/ 9/25	0	.40	77.00	59.00	30.00	5.00
85/ 9/26	0	.30	77.00	60.00	30.00	7.00
85/ 9/27	0	.40	79.00	58.00	30.00	4.00
85/ 9/28	0	.60	77.00	59.00	30.00	3.00
85/ 9/29	0	.60	79.00	58.00	30.00	4.00
85/ 9/30	0	.90	79.00	61.00	30.00	11.00

SIMULATION RESULTS FOR DAY 152, HOUR 24

METEOROLOGICAL DATA

SHORTWAVE SOLAR RAD, KCAL/M2/SEC	.0411
LONGWAVE ATMOS RAD, KCAL/M2/SEC	.0785
WIND SPEED, METERS/SEC	3.1
DRY BULB TEMPERATURE, C	14.2
WET BULB TEMPERATURE, C	13.6
EVAPORATION RATE, METERS/MONTH	.018
ACCUMULATIVE EVAPORATION, METERS	.219

GENERAL INFORMATION

WATER SURFACE ELEV, METERS	68.7
SURFACE AREA, MIL M2	3.695
TOTAL VOLUME, MIL M3	114.9
MIN ELEMENT RESIDENT TIME, DAYS	1.16 ***
LAKE RESIDENT TIME, DAYS	4.0
ALGAL PRODUCTION RATE, G/M2/DAY	.000
SUSPENDED INORGANIC SOLIDS, KG	407569.
SETTLED INORGANIC SOLIDS, KG	0.

*** ELEMENT VOLUME REPLACEMENT TIMES GREATER THAN TWICE THE TIME STEP MAY CAUSE NUMERICAL INSTABILITIES

INFLOW AND OUTFLOW QUALITIES

	FLOW	TEMP	OXYGEN	BOD	COLIFORMS	INORGANIC SUSPENDED SOLIDS					DETRITUS
	CMS	C	MG/L	MG/L	MPN/100ML	NO 1	NO 2	NO 3	NO 4	NO 5	MG/L
			MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L
TRIB 1	322.20	15.0	1.0	.2	.000E+00	2.7	.0	.0	.0	.0	.5
OUTFLOW	333.00	13.7	3.0	.2	.000E+00	3.7	.0	.0	.0	.0	.0

	TDS	ALKALINITY	PH	TIC	NH3-N	NO3-N	NO2-N	PO4-P	ALGAE 1	ALGAE 2	ZOOPLANKTON
	MG/L	MG/L-CACO3	UNITS	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L
TRIB 1	250.	110.	7.6	28.0	.125	.460	.000	.100	.000	.000	.000
OUTFLOW	209.	102.	7.7	25.6	.058	.421	.004	.084	.001	.001	.000

OUTFLOW DISTRIBUTION FROM TOP TO BOTTOM (USER SPECIFIED WITHDRAWAL DISTRIBUTION)

GATE	1	2	3
FLOW, CMS	113.00	110.00	110.00

FISH STATUS

	DENSITY	TOTAL BIOMASS	GROWTH RATE	HARVEST RATE
	KG/HA	KG	KG/HA/MO	KG/HA/MO
FISH 1	.01	4.5	.00	.00
FISH 2	.01	4.7	.00	.00
FISH 3	.01	4.3	.00	.00

RESERVOIR QUALITY

ELEM	GATE	DEPTH	TEMP	OXYGEN	BOD	COLIFORMS	INORGANIC SUSPENDED SOLIDS					DETRITUS	LIGHT EXT	SHORT	
WAVE	SEDIMENTS														
	M	C	MG/L	MG/L	MPN/100	NO 1	NO 2	NO 3	NO 4	NO 5	MG/L	1/M	KCAL/M2/SEC	INORG	ORG
					MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	G/M2	G/M2			
69	.5	15.0	6.1	.2	.00E+00	1.74	.00	.00	.00	.00	.47	.177E-01	0.	0.	
68	1.5	15.0	5.6	.2	.00E+00	1.98	.00	.00	.00	.00	.47	.111E-01	0.	0.	
67	2.5	14.9	5.0	.2	.00E+00	2.25	.00	.00	.00	.00	.47	.691E-02	0.	0.	
66	3.5	14.7	4.6	.2	.00E+00	2.47	.00	.00	.00	.00	.47	.431E-02	0.	0.	
65	4.5	14.6	4.3	.2	.00E+00	2.64	.00	.00	.00	.00	.47	.269E-02	0.	0.	
64	5.5	14.5	4.0	.2	.00E+00	2.78	.00	.00	.00	.00	.47	.168E-02	0.	0.	
63	6.5	14.4	3.9	.2	.00E+00	2.90	.00	.00	.00	.00	.47	.105E-02	0.	0.	
62	7.5	14.3	3.7	.2	.00E+00	2.99	.00	.00	.00	.00	.47	.653E-03	0.	0.	
61	8.5	14.2	3.6	.2	.00E+00	3.07	.00	.00	.00	.00	.47	.407E-03	0.	0.	
60	9.5	14.2	3.5	.2	.00E+00	3.14	.00	.00	.00	.00	.47	.254E-03	0.	0.	

59	10.5	14.2	3.5	.2	.00E+00	3.19	.00	.00	.00	.00	.00	.47	.159E-03	0.	0.
58	11.5	14.1	3.4	.2	.00E+00	3.25	.00	.00	.00	.00	.00	.47	.990E-04	0.	0.
57	12.5	14.1	3.3	.2	.00E+00	3.30	.00	.00	.00	.00	.00	.47	.617E-04	0.	0.
56	13.5	14.0	3.3	.2	.00E+00	3.35	.00	.00	.00	.00	.00	.47	.385E-04	0.	0.
55	14.5	14.0	3.2	.2	.00E+00	3.39	.00	.00	.00	.00	.00	.47	.240E-04	0.	0.
54	15.5	14.0	3.1	.2	.00E+00	3.44	.00	.00	.00	.00	.00	.47	.150E-04	0.	0.
53	16.5	13.9	3.1	.2	.00E+00	3.48	.00	.00	.00	.00	.00	.47	.936E-05	0.	0.
52	17.5	13.9	3.0	.2	.00E+00	3.53	.00	.00	.00	.00	.00	.47	.584E-05	0.	0.
51	18.5	13.8	3.0	.2	.00E+00	3.57	.00	.00	.00	.00	.00	.47	.364E-05	0.	0.
50	19.5	13.8	2.9	.2	.00E+00	3.61	.00	.00	.00	.00	.00	.47	.227E-05	0.	0.
49	20.5	13.8	2.9	.2	.00E+00	3.65	.00	.00	.00	.00	.00	.47	.142E-05	0.	0.
48	21.5	13.7	2.8	.2	.00E+00	3.68	.00	.00	.00	.00	.00	.47	.885E-06	0.	0.
47	22.5	13.7	2.8	.2	.00E+00	3.72	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	0.
46	1 23.5	13.7	2.7	.2	.00E+00	3.75	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	0.
45	24.5	13.7	2.7	.2	.00E+00	3.79	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	0.
44	25.5	13.6	2.7	.2	.00E+00	3.82	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	0.
43	26.5	13.6	2.7	.2	.00E+00	3.86	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	0.
42	27.5	13.5	2.7	.2	.00E+00	3.92	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	0.
41	28.5	13.4	2.8	.2	.00E+00	4.03	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	0.
40	29.5	13.3	2.9	.2	.00E+00	4.12	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	1.
39	30.5	13.2	2.9	.2	.00E+00	4.19	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	1.
38	31.5	13.2	2.9	.2	.00E+00	4.25	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	2.
37	32.5	13.1	3.0	.2	.00E+00	4.29	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	2.
36	33.5	13.1	3.0	.2	.00E+00	4.32	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	2.
35	34.5	13.1	3.0	.2	.00E+00	4.35	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	3.
34	35.5	13.0	3.0	.2	.00E+00	4.37	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	3.
33	36.5	13.0	3.0	.1	.00E+00	4.38	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	4.
32	37.5	13.0	3.0	.1	.00E+00	4.39	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	4.
31	38.5	13.0	3.0	.1	.00E+00	4.40	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	4.
30	39.5	13.0	3.0	.1	.00E+00	4.41	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	5.
29	40.5	12.9	3.0	.1	.00E+00	4.41	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	5.
28	41.5	12.9	3.0	.1	.00E+00	4.42	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	6.
27	42.5	12.9	3.0	.1	.00E+00	4.42	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	6.
26	43.5	12.9	3.0	.1	.00E+00	4.42	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	7.
25	44.5	12.9	3.0	.1	.00E+00	4.42	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	7.
24	45.5	12.9	3.1	.1	.00E+00	4.42	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	7.
23	46.5	12.8	3.1	.1	.00E+00	4.42	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	8.
22	47.5	12.8	3.1	.1	.00E+00	4.43	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	8.
21	48.5	12.8	3.1	.1	.00E+00	4.43	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	9.
20	49.5	12.8	3.1	.1	.00E+00	4.43	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	9.
19	50.5	12.8	3.1	.1	.00E+00	4.43	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	9.
18	51.5	12.7	3.2	.1	.00E+00	4.43	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	10.
17	52.5	12.7	3.2	.1	.00E+00	4.44	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	10.
16	53.5	12.7	3.2	.1	.00E+00	4.44	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	11.
15	54.5	12.7	3.2	.1	.00E+00	4.44	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	11.
14	55.5	12.7	3.2	.1	.00E+00	4.44	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	12.
13	56.5	12.7	3.2	.1	.00E+00	4.45	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	12.
12	57.5	12.6	3.2	.1	.00E+00	4.45	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	12.
11	58.5	12.6	3.3	.1	.00E+00	4.45	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	13.
10	59.5	12.6	3.3	.1	.00E+00	4.45	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	13.
9	60.5	12.6	3.3	.1	.00E+00	4.45	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	14.
8	61.5	12.6	3.3	.1	.00E+00	4.46	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	14.
7	62.5	12.6	3.3	.1	.00E+00	4.46	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	14.
6	63.5	12.6	3.3	.1	.00E+00	4.46	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	15.
5	64.5	12.6	3.3	.1	.00E+00	4.46	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	15.
4	65.5	12.6	3.3	.1	.00E+00	4.46	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	16.
3	66.5	12.6	3.3	.1	.00E+00	4.46	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	16.
2	67.5	12.6	3.3	.1	.00E+00	4.46	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	17.
1	68.5	12.6	3.3	.1	.00E+00	4.46	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	17.

RESERVOIR QUALITY, CONTINUED

ELEMENT	DEPTH	TDS	ALKA	PH	CO2-C	TIC	NH3-N	NO3-N	NO2-N	PO4-P	ALGAE 1	ALGAE 2	ZOOPLANKTON	
BENTHIC ANIMALS														
	M	MG/L	MG/L	UNITS	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/M2	
69	.5	212.	102.	7.8	.884	25.4	.062	.423	.004	.085	.001	.001	.000	18.
68	1.5	212.	102.	7.8	.946	25.5	.062	.423	.004	.085	.001	.001	.000	23.
67	2.5	212.	102.	7.8	1.013	25.5	.062	.423	.004	.085	.001	.001	.000	28.
66	3.5	212.	102.	7.8	1.083	25.6	.062	.423	.004	.085	.001	.001	.000	33.
65	4.5	212.	102.	7.7	1.107	25.6	.062	.423	.004	.085	.001	.001	.000	39.
64	5.5	212.	102.	7.7	1.131	25.6	.062	.423	.004	.085	.001	.001	.000	44.
63	6.5	212.	102.	7.7	1.152	25.7	.062	.423	.004	.085	.001	.001	.000	49.
62	7.5	212.	102.	7.7	1.177	25.7	.062	.423	.004	.085	.001	.001	.000	55.
61	8.5	212.	102.	7.7	1.175	25.7	.062	.423	.004	.085	.001	.001	.000	60.

60	9.5	212.	102.	7.7	1.200	25.7	.062	.423	.004	.085	.001	.001	.000	66.
59	10.5	212.	102.	7.7	1.199	25.7	.062	.423	.004	.085	.001	.001	.000	71.
58	11.5	212.	102.	7.7	1.224	25.7	.062	.423	.004	.085	.001	.001	.000	77.
57	12.5	212.	102.	7.7	1.223	25.7	.062	.423	.004	.085	.001	.001	.000	82.
56	13.5	212.	102.	7.7	1.221	25.7	.062	.423	.004	.085	.001	.001	.000	88.
55	14.5	212.	102.	7.7	1.247	25.7	.062	.423	.004	.085	.001	.001	.000	93.
54	15.5	212.	102.	7.7	1.245	25.7	.062	.423	.004	.085	.001	.001	.000	99.
53	16.5	212.	102.	7.7	1.244	25.7	.062	.423	.004	.085	.001	.001	.000	104.
52	17.5	212.	102.	7.7	1.270	25.7	.062	.423	.004	.085	.001	.001	.000	110.
51	18.5	212.	102.	7.7	1.268	25.8	.062	.423	.004	.085	.001	.001	.000	115.
50	19.5	212.	102.	7.7	1.267	25.8	.062	.423	.004	.085	.001	.001	.000	120.
49	20.5	212.	102.	7.7	1.265	25.8	.062	.423	.004	.085	.001	.001	.000	125.
48	21.5	211.	102.	7.7	1.291	25.8	.062	.423	.004	.085	.001	.001	.000	131.
47	22.5	211.	102.	7.7	1.290	25.8	.062	.423	.004	.085	.001	.001	.000	136.
46	23.5	211.	102.	7.7	1.288	25.8	.062	.423	.004	.085	.001	.001	.000	142.
45	24.5	211.	102.	7.7	1.286	25.8	.062	.422	.004	.085	.001	.001	.000	147.
44	25.5	211.	102.	7.7	1.312	25.8	.061	.422	.004	.084	.001	.001	.000	153.
43	26.5	211.	102.	7.7	1.309	25.7	.061	.422	.004	.084	.001	.001	.000	158.
42	27.5	210.	102.	7.7	1.304	25.7	.059	.421	.004	.084	.001	.001	.000	164.
41	28.5	207.	101.	7.7	1.268	25.5	.054	.418	.004	.083	.001	.001	.000	183.
40	29.5	205.	101.	7.7	1.263	25.4	.051	.416	.005	.082	.001	.001	.000	216.
39	30.5	203.	101.	7.7	1.233	25.3	.048	.415	.005	.081	.001	.001	.000	248.
38	31.5	202.	100.	7.7	1.232	25.3	.046	.414	.005	.081	.001	.001	.000	280.
37	32.5	201.	100.	7.7	1.231	25.2	.045	.413	.005	.081	.001	.001	.000	312.
36	33.5	201.	100.	7.7	1.231	25.2	.044	.413	.005	.080	.001	.001	.000	343.
35	34.5	201.	100.	7.7	1.232	25.2	.043	.413	.006	.080	.001	.001	.000	375.
34	35.5	200.	100.	7.7	1.233	25.2	.042	.413	.006	.080	.001	.001	.000	405.
33	36.5	200.	100.	7.7	1.233	25.2	.041	.413	.006	.080	.001	.001	.000	435.
32	37.5	200.	100.	7.7	1.235	25.2	.040	.414	.006	.080	.001	.001	.000	465.
31	38.5	200.	100.	7.7	1.236	25.2	.039	.414	.007	.080	.001	.001	.000	496.
30	39.5	200.	100.	7.7	1.237	25.2	.038	.414	.007	.080	.001	.001	.000	528.
29	40.5	200.	100.	7.7	1.238	25.2	.037	.415	.007	.080	.001	.001	.000	558.
28	41.5	200.	100.	7.7	1.240	25.2	.037	.415	.008	.080	.001	.001	.000	588.
27	42.5	200.	100.	7.7	1.241	25.2	.036	.416	.008	.080	.001	.001	.000	617.
26	43.5	200.	100.	7.7	1.215	25.2	.035	.416	.008	.080	.001	.001	.000	646.
25	44.5	200.	100.	7.7	1.216	25.2	.034	.417	.008	.080	.001	.001	.000	675.
24	45.5	200.	100.	7.7	1.218	25.2	.034	.417	.009	.080	.001	.001	.000	704.
23	46.5	200.	100.	7.7	1.219	25.2	.033	.417	.009	.080	.001	.001	.000	733.
22	47.5	200.	100.	7.7	1.220	25.2	.033	.418	.009	.080	.001	.001	.000	762.
21	48.5	200.	100.	7.7	1.222	25.2	.032	.418	.009	.080	.001	.001	.000	791.
20	49.5	200.	100.	7.7	1.223	25.2	.032	.418	.009	.080	.001	.001	.000	806.
19	50.5	200.	100.	7.7	1.224	25.2	.031	.418	.009	.080	.001	.001	.000	835.
18	51.5	200.	100.	7.7	1.225	25.2	.031	.419	.009	.080	.001	.001	.000	863.
17	52.5	200.	100.	7.7	1.227	25.2	.031	.419	.010	.080	.001	.001	.000	891.
16	53.5	200.	100.	7.7	1.228	25.2	.030	.419	.010	.080	.001	.001	.000	919.
15	54.5	200.	100.	7.7	1.229	25.2	.030	.419	.010	.080	.001	.001	.000	947.
14	55.5	200.	100.	7.7	1.230	25.1	.030	.419	.010	.080	.001	.001	.000	974.
13	56.5	200.	100.	7.7	1.205	25.1	.030	.420	.010	.080	.001	.001	.000	1002.
12	57.5	200.	100.	7.7	1.206	25.1	.030	.420	.010	.080	.001	.001	.000	1030.
11	58.5	200.	100.	7.7	1.207	25.1	.030	.420	.010	.080	.001	.001	.000	1058.
10	59.5	200.	100.	7.7	1.209	25.1	.030	.420	.010	.080	.001	.001	.000	1082.
9	60.5	200.	100.	7.7	1.210	25.1	.030	.420	.010	.080	.001	.001	.000	1110.
8	61.5	200.	100.	7.7	1.211	25.1	.030	.420	.010	.080	.001	.001	.000	1138.
7	62.5	200.	100.	7.7	1.213	25.1	.030	.420	.010	.081	.001	.001	.000	1166.
6	63.5	200.	100.	7.7	1.214	25.1	.030	.420	.010	.081	.001	.001	.000	1194.
5	64.5	200.	100.	7.7	1.215	25.1	.030	.420	.010	.081	.001	.001	.000	1222.
4	65.5	200.	100.	7.7	1.216	25.1	.030	.420	.010	.081	.001	.001	.000	1250.
3	66.5	200.	100.	7.7	1.218	25.1	.030	.420	.010	.081	.001	.001	.000	1278.
2	67.5	200.	100.	7.7	1.219	25.1	.030	.420	.010	.081	.001	.001	.000	1307.
1	68.5	200.	100.	7.7	1.208	25.1	.030	.420	.010	.081	.001	.001	.000	1350.

SIMULATION RESULTS FOR DAY 182, HOUR 24

METEOROLOGICAL DATA

SHORTWAVE SOLAR RAD, KCAL/M2/SEC	.0790
LONGWAVE ATMOS RAD, KCAL/M2/SEC	.0978
WIND SPEED, METERS/SEC	1.3
DRY BULB TEMPERATURE, C	29.4
WET BULB TEMPERATURE, C	17.2
EVAPORATION RATE, METERS/MONTH	.122
ACCUMULATIVE EVAPORATION, METERS	.286

GENERAL INFORMATION

WATER SURFACE ELEV, METERS 61.9
 SURFACE AREA, MIL M2 3.310
 TOTAL VOLUME, MIL M3 91.0
 MIN ELEMENT RESIDENT TIME, DAYS .01
 LAKE RESIDENT TIME, DAYS 3512.5
 ALGAL PRODUCTION RATE, G/M2/DAY .315
 SUSPENDED INORGANIC SOLIDS, KG 161102.
 SETTLED INORGANIC SOLIDS, KG 0.

INFLOW AND OUTFLOW QUALITIES

FLOW TEMP OXYGEN BOD COLIFORMS INORGANIC SUSPENDED SOLIDS DETRITUS
 CMS C MG/L MG/L MPN/100ML NO 1 NO 2 NO 3 NO 4 NO 5 MG/L
 MG/L MG/L MG/L MG/L MG/L

TRIB 1 .30 16.2 .7 .1 .000E+00 1.8 .0 .0 .0 .0 .6
 OUTFLOW .00 .0 .0 .0 .000E+00 .0 .0 .0 .0 .0 .0

TDS ALKALINITY PH TIC NH3-N NO3-N NO2-N PO4-P ALGAE 1 ALGAE 2 ZOOPLANKTON
 MG/L MG/L-CACO3 UNITS MG/L MG/L MG/L MG/L MG/L MG/L MG/L MG/L

TRIB 1 250. 120. 7.5 30.9 .200 1.010 .000 .215 .000 .000 .000
 OUTFLOW 0. 0. 7.6 .0 .000 .000 .000 .000 .000 .000 .000

OUTFLOW DISTRIBUTION FROM TOP TO BOTTOM (USER SPECIFIED WITHDRAWAL DISTRIBUTION)

GATE 1 2 3
 FLOW, CMS .00 .00 .00

FISH STATUS

DENSITY TOTAL BIOMASS GROWTH RATE HARVEST RATE
 KG/HA KG KG/HA/MO KG/HA/MO
 FISH 1 .01 3.9 .00 .00
 FISH 2 .01 4.6 .00 .00
 FISH 3 .01 4.2 .00 .00

RESERVOIR QUALITY

ELEM GATE DEPTH TEMP OXYGEN BOD COLIFORMS INORGANIC SUSPENDED SOLIDS DETRITUS LIGHT EXT SHORT
 WAVE SEDIMENTS

	M	C	MG/L	MG/L	MPN/100	NO 1	NO 2	NO 3	NO 4	NO 5	MG/L	1/M	KCAL/M2/SEC	INORG	ORG
					MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	G/M2	G/M2			
62	.5	26.4	7.5	.1	.00E+00	.06	.00	.00	.00	.00	.48	.339E-01	0.	0.	
61	1.5	25.9	6.3	.1	.00E+00	.13	.00	.00	.00	.00	.48	.210E-01	0.	0.	
60	2.5	24.0	5.1	.1	.00E+00	.26	.00	.00	.00	.00	.48	.130E-01	0.	0.	
59	3.5	22.5	4.6	.1	.00E+00	.43	.00	.00	.00	.00	.48	.801E-02	0.	0.	
58	4.5	21.4	4.2	.1	.00E+00	.61	.00	.00	.00	.00	.48	.495E-02	0.	0.	
57	5.5	20.6	4.0	.1	.00E+00	.79	.00	.00	.00	.00	.48	.306E-02	0.	0.	
56	6.5	20.0	3.8	.1	.00E+00	.94	.00	.00	.00	.00	.48	.190E-02	0.	0.	
55	7.5	19.5	3.6	.1	.00E+00	1.07	.00	.00	.00	.00	.48	.118E-02	0.	0.	
54	8.5	19.2	3.5	.1	.00E+00	1.17	.00	.00	.00	.00	.48	.734E-03	0.	0.	
53	9.5	18.8	3.3	.1	.00E+00	1.26	.00	.00	.00	.00	.47	.457E-03	0.	0.	
52	10.5	18.5	3.1	.1	.00E+00	1.34	.00	.00	.00	.00	.47	.284E-03	0.	0.	
51	11.5	18.1	2.9	.1	.00E+00	1.42	.00	.00	.00	.00	.47	.177E-03	0.	0.	
50	12.5	17.7	2.6	.1	.00E+00	1.49	.00	.00	.00	.00	.47	.110E-03	0.	0.	
49	13.5	17.3	2.3	.1	.00E+00	1.57	.00	.00	.00	.00	.47	.688E-04	0.	0.	
48	14.5	16.6	1.9	.1	.00E+00	1.67	.00	.00	.00	.00	.47	.429E-04	0.	0.	
47	15.5	15.9	1.4	.1	.00E+00	1.82	.00	.00	.00	.00	.47	.268E-04	0.	0.	
46	1	16.5	15.4	1.1	.1	.00E+00	2.04	.00	.00	.00	.47	.167E-04	0.	0.	
45	17.5	15.2	1.0	.1	.00E+00	2.21	.00	.00	.00	.00	.47	.104E-04	0.	0.	
44	18.5	15.1	.9	.1	.00E+00	2.31	.00	.00	.00	.00	.47	.650E-05	0.	0.	
43	19.5	15.1	.9	.1	.00E+00	2.38	.00	.00	.00	.00	.47	.405E-05	0.	0.	
42	20.5	15.1	.9	.1	.00E+00	2.43	.00	.00	.00	.00	.47	.253E-05	0.	0.	
41	21.5	15.0	.9	.1	.00E+00	2.46	.00	.00	.00	.00	.47	.158E-05	0.	0.	
40	22.5	15.0	.8	.1	.00E+00	2.49	.00	.00	.00	.00	.47	.984E-06	0.	1.	
39	23.5	15.0	.8	.1	.00E+00	2.51	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	1.	
38	24.5	15.0	.8	.1	.00E+00	2.53	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	2.	
37	25.5	15.0	.8	.1	.00E+00	2.54	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	2.	
36	26.5	15.0	.8	.1	.00E+00	2.56	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	2.	
35	27.5	15.0	.8	.1	.00E+00	2.57	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	3.	
34	28.5	15.0	.8	.1	.00E+00	2.58	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	3.	
33	29.5	15.0	.8	.1	.00E+00	2.59	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	4.	

32	30.5	15.0	.8	.1	.00E+00	2.60	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	4.
31	31.5	15.0	.8	.1	.00E+00	2.61	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	4.
30	32.5	14.9	.8	.1	.00E+00	2.62	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	5.
29	33.5	14.9	.8	.1	.00E+00	2.62	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	5.
28	34.5	14.9	.8	.1	.00E+00	2.63	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	5.
27	35.5	14.9	.8	.1	.00E+00	2.64	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	6.
26	36.5	14.9	.8	.1	.00E+00	2.64	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	6.
25	37.5	14.9	.8	.1	.00E+00	2.65	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	7.
24	38.5	14.9	.8	.1	.00E+00	2.65	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	7.
23	39.5	14.9	.8	.1	.00E+00	2.66	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	7.
22	40.5	14.9	.8	.1	.00E+00	2.66	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	8.
21	41.5	14.8	.9	.1	.00E+00	2.67	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	8.
20	42.5	14.8	.9	.1	.00E+00	2.67	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	9.
19	43.5	14.8	.9	.1	.00E+00	2.68	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	9.
18	44.5	14.7	.9	.1	.00E+00	2.69	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	9.
17	45.5	14.7	1.0	.1	.00E+00	2.69	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	10.
16	46.5	14.6	1.0	.1	.00E+00	2.70	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	10.
15	47.5	14.5	1.0	.1	.00E+00	2.71	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	11.
14	48.5	14.5	1.1	.1	.00E+00	2.72	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	11.
13	49.5	14.4	1.1	.1	.00E+00	2.73	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	11.
12	50.5	14.4	1.2	.1	.00E+00	2.74	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	12.
11	51.5	14.3	1.2	.1	.00E+00	2.74	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	12.
10	52.5	14.3	1.2	.1	.00E+00	2.75	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	13.
9	53.5	14.3	1.2	.1	.00E+00	2.76	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	13.
8	54.5	14.3	1.2	.1	.00E+00	2.77	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	13.
7	55.5	14.2	1.3	.1	.00E+00	2.77	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	14.
6	56.5	14.2	1.3	.1	.00E+00	2.77	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	14.
5	57.5	14.2	1.3	.1	.00E+00	2.77	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	15.
4	58.5	14.2	1.3	.1	.00E+00	2.78	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	15.
3	59.5	14.2	1.3	.1	.00E+00	2.78	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	15.
2	60.5	14.2	1.3	.1	.00E+00	2.78	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	16.
1	61.5	14.2	1.3	.1	.00E+00	2.78	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	16.

RESERVOIR QUALITY, CONTINUED

ELEMENT DEPTH TDS ALKA PH CO2-C TIC NH3-N NO3-N NO2-N PO4-P ALGAE 1 ALGAE 2 ZOOPLANKTON
BENTHIC ANIMALS

	M	MG/L	MG/L	UNITS	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/M2
62	.5	254.	112.	8.2	.395	27.0	.062	.500	.024	.100	.042	.003	.000		37.
61	1.5	252.	111.	7.9	.641	27.1	.063	.496	.024	.100	.068	.003	.000		41.
60	2.5	252.	111.	7.8	.863	27.3	.064	.491	.024	.099	.089	.003	.000		48.
59	3.5	251.	111.	7.8	.965	27.4	.066	.490	.024	.099	.095	.002	.000		53.
58	4.5	251.	111.	7.8	1.025	27.5	.068	.490	.024	.099	.084	.002	.000		57.
57	5.5	251.	110.	7.8	1.070	27.5	.069	.490	.023	.100	.068	.002	.000		61.
56	6.5	251.	110.	7.7	1.118	27.5	.070	.490	.023	.100	.051	.001	.000		65.
55	7.5	251.	110.	7.7	1.137	27.5	.071	.490	.023	.100	.038	.001	.000		69.
54	8.5	251.	110.	7.7	1.162	27.6	.072	.490	.023	.100	.028	.001	.000		73.
53	9.5	251.	110.	7.7	1.187	27.6	.074	.489	.023	.100	.021	.001	.000		77.
52	10.5	251.	110.	7.7	1.236	27.6	.075	.488	.023	.100	.016	.001	.000		81.
51	11.5	251.	110.	7.7	1.263	27.7	.077	.486	.022	.100	.012	.001	.000		85.
50	12.5	250.	110.	7.7	1.320	27.7	.079	.485	.022	.100	.009	.001	.000		84.
49	13.5	250.	110.	7.7	1.373	27.7	.081	.483	.022	.100	.007	.001	.000		88.
48	14.5	250.	110.	7.7	1.436	27.8	.084	.481	.021	.100	.006	.001	.000		92.
47	15.5	250.	110.	7.6	1.535	27.9	.087	.480	.021	.101	.004	.001	.000		96.
46	16.5	249.	110.	7.6	1.602	27.9	.089	.475	.020	.100	.003	.001	.000		99.
45	17.5	249.	110.	7.6	1.635	27.9	.089	.474	.020	.100	.002	.001	.000		103.
44	18.5	249.	110.	7.6	1.633	27.9	.089	.474	.020	.100	.002	.001	.000		107.
43	19.5	249.	110.	7.6	1.631	27.9	.089	.474	.020	.100	.001	.001	.000		110.
42	20.5	249.	110.	7.6	1.628	27.9	.089	.474	.020	.100	.001	.001	.000		113.
41	21.5	249.	110.	7.6	1.628	27.9	.089	.474	.020	.100	.001	.001	.000		126.
40	22.5	249.	110.	7.6	1.630	27.9	.089	.474	.020	.100	.001	.001	.000		144.
39	23.5	249.	110.	7.6	1.632	27.9	.089	.474	.020	.100	.001	.001	.000		166.
38	24.5	249.	110.	7.6	1.633	27.9	.089	.474	.020	.100	.001	.001	.000		187.
37	25.5	249.	110.	7.6	1.635	27.9	.089	.474	.020	.100	.001	.001	.000		209.
36	26.5	249.	110.	7.6	1.636	27.9	.088	.474	.020	.100	.001	.001	.000		230.
35	27.5	249.	110.	7.6	1.638	27.9	.088	.474	.020	.100	.001	.001	.000		253.
34	28.5	249.	110.	7.6	1.640	27.9	.088	.474	.020	.100	.001	.001	.000		274.
33	29.5	249.	110.	7.6	1.641	27.9	.087	.474	.020	.100	.001	.001	.000		295.
32	30.5	249.	110.	7.6	1.643	27.9	.087	.474	.020	.099	.001	.001	.000		316.
31	31.5	248.	110.	7.6	1.644	27.9	.086	.475	.021	.099	.001	.001	.000		337.
30	32.5	248.	110.	7.6	1.645	27.9	.086	.475	.021	.099	.001	.001	.000		375.
29	33.5	248.	110.	7.6	1.647	27.9	.085	.475	.021	.099	.001	.001	.000		396.
28	34.5	248.	110.	7.6	1.648	27.9	.085	.475	.021	.099	.001	.001	.000		417.
27	35.5	248.	110.	7.6	1.649	27.9	.084	.475	.021	.099	.001	.001	.000		438.

26	36.5	248.	110.	7.6	1.651	27.9	.084	.476	.021	.099	.001	.001	.000	460.
25	37.5	248.	110.	7.6	1.652	27.9	.083	.476	.021	.099	.001	.001	.000	481.
24	38.5	247.	109.	7.6	1.653	27.8	.082	.476	.021	.099	.001	.001	.000	502.
23	39.5	247.	109.	7.6	1.653	27.8	.081	.477	.021	.099	.001	.001	.000	523.
22	40.5	247.	109.	7.6	1.618	27.8	.079	.477	.021	.099	.001	.001	.000	546.
21	41.5	246.	109.	7.6	1.618	27.8	.077	.478	.021	.099	.001	.001	.000	567.
20	42.5	245.	109.	7.6	1.618	27.7	.075	.478	.022	.098	.001	.001	.000	500.
19	43.5	245.	109.	7.6	1.617	27.7	.072	.479	.022	.098	.001	.001	.000	518.
18	44.5	244.	109.	7.6	1.616	27.6	.070	.479	.022	.098	.001	.001	.000	537.
17	45.5	242.	108.	7.6	1.614	27.6	.067	.480	.022	.097	.001	.001	.000	555.
16	46.5	241.	108.	7.6	1.612	27.5	.064	.480	.022	.097	.001	.001	.000	573.
15	47.5	240.	108.	7.6	1.575	27.4	.061	.480	.021	.096	.001	.001	.000	592.
14	48.5	239.	108.	7.6	1.573	27.4	.058	.480	.021	.096	.001	.001	.000	610.
13	49.5	238.	108.	7.6	1.571	27.3	.056	.480	.021	.096	.001	.001	.000	636.
12	50.5	237.	107.	7.6	1.569	27.3	.054	.480	.021	.095	.001	.001	.000	663.
11	51.5	236.	107.	7.6	1.568	27.2	.052	.480	.021	.095	.001	.001	.000	692.
10	52.5	235.	107.	7.6	1.567	27.2	.051	.480	.020	.095	.001	.001	.000	696.
9	53.5	234.	107.	7.6	1.567	27.1	.050	.480	.020	.094	.001	.001	.000	718.
8	54.5	234.	107.	7.6	1.567	27.1	.049	.480	.020	.094	.001	.001	.000	740.
7	55.5	233.	107.	7.6	1.534	27.1	.049	.480	.020	.094	.001	.001	.000	761.
6	56.5	233.	107.	7.6	1.535	27.1	.048	.479	.020	.094	.001	.001	.000	779.
5	57.5	233.	107.	7.6	1.536	27.1	.048	.479	.020	.094	.001	.001	.000	798.
4	58.5	233.	107.	7.6	1.537	27.1	.048	.479	.020	.094	.001	.001	.000	819.
3	59.5	233.	107.	7.6	1.539	27.1	.048	.479	.020	.094	.001	.001	.000	838.
2	60.5	233.	107.	7.6	1.540	27.1	.048	.479	.020	.094	.001	.001	.000	856.
1	61.5	233.	107.	7.6	1.560	27.1	.048	.479	.020	.094	.001	.001	.000	887.

SIMULATION RESULTS FOR DAY 214, HOUR 24

METEOROLOGICAL DATA

SHORTWAVE SOLAR RAD, KCAL/M2/SEC	.0751
LONGWAVE ATMOS RAD, KCAL/M2/SEC	.0956
WIND SPEED, METERS/SEC	3.9
DRY BULB TEMPERATURE, C	29.3
WET BULB TEMPERATURE, C	16.0
EVAPORATION RATE, METERS/MONTH	.271
ACCUMULATIVE EVAPORATION, METERS	.548

GENERAL INFORMATION

WATER SURFACE ELEV, METERS	69.4
SURFACE AREA, MIL M2	3.695
TOTAL VOLUME, MIL M3	117.3
MIN ELEMENT RESIDENT TIME, DAYS	.08
LAKE RESIDENT TIME, DAYS	70.4
ALGAL PRODUCTION RATE, G/M2/DAY	.175
SUSPENDED INORGANIC SOLIDS, KG	93596.
SETTLED INORGANIC SOLIDS, KG	0.

INFLOW AND OUTFLOW QUALITIES

FLOW	TEMP	OXYGEN	BOD	COLIFORMS	INORGANIC	SUSPENDED SOLIDS	DETRITUS			
CMS	C	MG/L	MG/L	MPN/100ML	NO 1	NO 2	NO 3	NO 4	NO 5	MG/L
		MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L

TRIB 1	19.30	16.2	.4	.1	.000E+00	1.8	.0	.0	.0	.0	.4
OUTFLOW	12.00	16.2	.0	.0	.000E+00	1.1	.0	.0	.0	.0	.0

TDS	ALKALINITY	PH	TIC	NH3-N	NO3-N	NO2-N	PO4-P	ALGAE 1	ALGAE 2	ZOOPLANKTON
MG/L	MG/L-CACO3	UNITS	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L

TRIB 1	250.	130.	7.4	34.1	.200	1.010	.000	.230	.000	.000	.000
OUTFLOW	250.	119.	7.5	30.8	.134	.915	.030	.193	.903	.001	.000

OUTFLOW DISTRIBUTION FROM TOP TO BOTTOM (USER SPECIFIED WITHDRAWAL DISTRIBUTION)

GATE	1	2	3
FLOW, CMS	4.00	4.00	4.00

FISH STATUS

DENSITY	TOTAL BIOMASS	GROWTH RATE	HARVEST RATE
---------	---------------	-------------	--------------

	KG/HA	KG	KG/HA/MO	KG/HA/MO
FISH 1	.01	3.5	.00	.00
FISH 2	.01	4.2	.00	.00
FISH 3	.01	4.0	.00	.00

RESERVOIR QUALITY

ELEM	GATE	DEPTH	TEMP	OXYGEN	BOD	COLIFORMS	INORGANIC	SUSPENDED SOLIDS	DETRITUS	LIGHT EXT	SHORT				
WAVE	SEDIMENTS														
	M	C	MG/L	MG/L	MPN/100	NO 1	NO 2	NO 3	NO 4	NO 5	MG/L	1/M	KCAL/M2/SEC	INORG	ORG
				MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L				G/M2	G/M2		
69	.5	22.8	10.0	.0	.00E+00	.00	.00	.00	.00	.00	.66	.284E-01	0.	46.	
68	1.5	22.8	10.0	.0	.00E+00	.00	.00	.00	.00	.00	.66	.147E-01	0.	49.	
67	2.5	22.8	10.0	.0	.00E+00	.00	.00	.00	.00	.00	.67	.752E-02	0.	51.	
66	3.5	22.7	10.2	.0	.00E+00	.00	.00	.00	.00	.00	.68	.380E-02	0.	51.	
65	4.5	22.0	11.0	.0	.00E+00	.00	.00	.00	.00	.00	.77	.176E-02	0.	47.	
64	5.5	20.8	10.0	.0	.00E+00	.00	.00	.00	.00	.00	.88	.730E-03	0.	43.	
63	6.5	19.6	7.2	.0	.00E+00	.01	.00	.00	.00	.00	.95	.283E-03	0.	39.	
62	7.5	18.6	4.5	.0	.00E+00	.03	.00	.00	.00	.00	.98	.107E-03	0.	34.	
61	8.5	17.9	2.5	.0	.00E+00	.05	.00	.00	.00	.00	.98	.401E-04	0.	30.	
60	9.5	17.4	1.3	.0	.00E+00	.09	.00	.00	.00	.00	.97	.153E-04	0.	26.	
59	10.5	17.1	.6	.0	.00E+00	.14	.00	.00	.00	.00	.94	.598E-05	0.	22.	
58	11.5	16.9	.2	.0	.00E+00	.21	.00	.00	.00	.00	.90	.242E-05	0.	19.	
57	12.5	16.7	.0	.0	.00E+00	.29	.00	.00	.00	.00	.87	.102E-05	0.	16.	
56	13.5	16.6	.0	.0	.00E+00	.38	.00	.00	.00	.00	.83	.443E-06	0.	14.	
55	14.5	16.5	.0	.0	.00E+00	.47	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	12.	
54	15.5	16.5	.0	.0	.00E+00	.56	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	11.	
53	16.5	16.4	.0	.0	.00E+00	.64	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	10.	
52	17.5	16.4	.0	.0	.00E+00	.72	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	9.	
51	18.5	16.3	.0	.0	.00E+00	.80	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	8.	
50	19.5	16.3	.0	.0	.00E+00	.86	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	7.	
49	20.5	16.3	.0	.0	.00E+00	.91	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	7.	
48	21.5	16.2	.0	.0	.00E+00	.96	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	6.	
47	22.5	16.2	.0	.0	.00E+00	1.01	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	5.	
46	1	23.5	16.2	.0	.0	.00E+00	1.06	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	5.	
45		24.5	16.1	.0	.0	.00E+00	1.12	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	4.	
44		25.5	16.1	.1	.0	.00E+00	1.17	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	3.	
43		26.5	16.0	.1	.0	.00E+00	1.23	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	3.	
42		27.5	15.9	.2	.0	.00E+00	1.28	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	2.	
41		28.5	15.8	.2	.0	.00E+00	1.33	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	2.	
40		29.5	15.7	.2	.0	.00E+00	1.37	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	2.	
39		30.5	15.7	.3	.0	.00E+00	1.41	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	2.	
38		31.5	15.6	.3	.0	.00E+00	1.44	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	2.	
37		32.5	15.5	.3	.0	.00E+00	1.47	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	3.	
36		33.5	15.4	.3	.0	.00E+00	1.51	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	3.	
35		34.5	15.4	.4	.0	.00E+00	1.54	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	3.	
34		35.5	15.3	.4	.0	.00E+00	1.57	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	3.	
33		36.5	15.3	.4	.0	.00E+00	1.60	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	4.	
32		37.5	15.2	.4	.0	.00E+00	1.62	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	4.	
31		38.5	15.2	.4	.0	.00E+00	1.64	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	4.	
30		39.5	15.2	.4	.0	.00E+00	1.67	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	5.	
29		40.5	15.2	.4	.0	.00E+00	1.69	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	5.	
28		41.5	15.1	.4	.0	.00E+00	1.71	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	5.	
27		42.5	15.1	.4	.0	.00E+00	1.73	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	6.	
26		43.5	15.1	.4	.0	.00E+00	1.74	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	6.	
25		44.5	15.1	.4	.0	.00E+00	1.76	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	7.	
24		45.5	15.1	.4	.0	.00E+00	1.78	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	7.	
23		46.5	15.1	.4	.0	.00E+00	1.80	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	7.	
22		47.5	15.0	.4	.0	.00E+00	1.81	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	8.	
21		48.5	15.0	.4	.0	.00E+00	1.83	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	8.	
20		49.5	15.0	.4	.0	.00E+00	1.84	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	8.	
19		50.5	15.0	.4	.0	.00E+00	1.85	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	9.	
18		51.5	15.0	.4	.0	.00E+00	1.87	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	9.	
17		52.5	15.0	.4	.0	.00E+00	1.88	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	10.	
16		53.5	15.0	.4	.0	.00E+00	1.89	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	10.	
15		54.5	15.0	.4	.0	.00E+00	1.90	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	10.	
14		55.5	15.0	.4	.0	.00E+00	1.91	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	11.	
13		56.5	15.0	.4	.0	.00E+00	1.91	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	11.	
12		57.5	15.0	.4	.0	.00E+00	1.92	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	11.	
11		58.5	15.0	.4	.0	.00E+00	1.93	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	12.	
10		59.5	15.0	.4	.0	.00E+00	1.94	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	12.	
9		60.5	15.0	.4	.0	.00E+00	1.94	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	13.	
8		61.5	15.0	.4	.0	.00E+00	1.95	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	13.	
7		62.5	15.0	.4	.0	.00E+00	1.96	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	13.	
6		63.5	15.0	.4	.0	.00E+00	1.96	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	14.	

5	64.5	15.0	.4	.0	.00E+00	1.97	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	14.
4	65.5	15.0	.4	.0	.00E+00	1.97	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	14.
3	66.5	15.0	.4	.0	.00E+00	1.97	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	15.
2	67.5	15.0	.4	.0	.00E+00	1.97	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	15.
1	68.5	14.9	.4	.0	.00E+00	1.97	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	16.

RESERVOIR QUALITY, CONTINUED

ELEMENT	DEPTH	TDS	ALKA	PH	CO2-C	TIC	NH3-N	NO3-N	NO2-N	PO4-P	ALGAE 1	ALGAE 2	ZOOPLANKTON	
BENTHIC ANIMALS	M	MG/L	MG/L	UNITS	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/M2	
69	.5	261.	119.	9.2	.034	26.3	.006	.004	.008	.019	1.256	.003	.000	17.
68	1.5	261.	119.	9.2	.034	26.3	.006	.004	.008	.019	1.256	.003	.000	20.
67	2.5	261.	119.	9.2	.034	26.3	.006	.004	.008	.019	1.256	.003	.000	22.
66	3.5	261.	119.	9.2	.033	26.2	.008	.007	.008	.019	1.423	.003	.000	25.
65	4.5	259.	118.	9.2	.035	26.2	.018	.033	.014	.027	2.110	.003	.000	27.
64	5.5	256.	117.	9.0	.054	26.7	.060	.151	.025	.055	2.721	.003	.000	30.
63	6.5	253.	117.	8.6	.168	27.6	.107	.338	.036	.094	3.085	.002	.000	32.
62	7.5	252.	117.	8.0	.699	28.5	.136	.510	.043	.127	3.252	.002	.000	30.
61	8.5	251.	117.	7.7	1.250	29.2	.150	.636	.047	.149	3.277	.002	.000	33.
60	9.5	251.	117.	7.6	1.648	29.6	.154	.721	.048	.164	3.191	.001	.000	39.
59	10.5	250.	117.	7.6	1.851	29.9	.155	.778	.047	.173	3.029	.001	.000	43.
58	11.5	250.	117.	7.5	2.023	30.1	.154	.818	.046	.180	2.820	.001	.000	46.
57	12.5	250.	117.	7.5	2.121	30.2	.154	.845	.044	.184	2.589	.001	.000	49.
56	13.5	250.	118.	7.5	2.175	30.4	.156	.865	.041	.188	2.350	.001	.000	0.
55	14.5	250.	118.	7.5	2.228	30.5	.156	.881	.038	.190	2.118	.001	.000	0.
54	15.5	250.	119.	7.5	2.281	30.6	.156	.894	.036	.192	1.904	.001	.000	0.
53	16.5	250.	119.	7.5	2.284	30.7	.155	.903	.035	.194	1.722	.001	.000	0.
52	17.5	250.	119.	7.5	2.286	30.8	.154	.910	.033	.195	1.561	.001	.000	0.
51	18.5	250.	119.	7.5	2.337	30.9	.152	.916	.032	.196	1.414	.001	.000	0.
50	19.5	250.	119.	7.5	2.337	30.9	.150	.920	.031	.196	1.292	.001	.000	0.
49	20.5	250.	119.	7.5	2.335	30.9	.148	.922	.031	.196	1.186	.001	.000	0.
48	21.5	250.	119.	7.5	2.331	30.9	.144	.923	.031	.196	1.089	.001	.000	0.
47	22.5	250.	119.	7.5	2.326	30.9	.139	.922	.030	.195	.996	.001	.000	69.
46	23.5	250.	119.	7.5	2.320	30.8	.135	.918	.030	.193	.905	.001	.000	72.
45	24.5	250.	119.	7.5	2.262	30.8	.129	.910	.029	.191	.799	.001	.000	75.
44	25.5	250.	119.	7.5	2.252	30.7	.123	.898	.028	.187	.698	.001	.000	78.
43	26.5	249.	118.	7.5	2.240	30.6	.116	.882	.027	.183	.602	.001	.000	80.
42	27.5	249.	118.	7.5	2.171	30.4	.109	.861	.026	.178	.511	.001	.000	82.
41	28.5	249.	117.	7.5	2.156	30.2	.100	.837	.025	.171	.432	.001	.000	92.
40	29.5	249.	116.	7.5	2.094	29.9	.090	.808	.024	.164	.367	.001	.000	102.
39	30.5	249.	116.	7.5	2.036	29.7	.082	.782	.023	.157	.310	.001	.000	118.
38	31.5	248.	115.	7.5	1.980	29.5	.074	.756	.022	.151	.263	.001	.000	133.
37	32.5	248.	114.	7.6	1.926	29.3	.066	.732	.021	.144	.223	.001	.000	148.
36	33.5	248.	113.	7.6	1.913	29.0	.059	.706	.020	.138	.186	.001	.000	164.
35	34.5	248.	113.	7.6	1.860	28.8	.052	.682	.020	.132	.156	.001	.000	180.
34	35.5	248.	112.	7.6	1.812	28.7	.047	.665	.019	.127	.133	.001	.000	195.
33	36.5	247.	112.	7.6	1.806	28.5	.043	.650	.019	.124	.115	.001	.000	210.
32	37.5	247.	111.	7.6	1.764	28.5	.040	.639	.018	.121	.100	.001	.000	225.
31	38.5	247.	111.	7.6	1.761	28.4	.038	.630	.018	.119	.087	.001	.000	240.
30	39.5	247.	111.	7.6	1.759	28.3	.036	.622	.018	.117	.076	.001	.000	276.
29	40.5	247.	111.	7.6	1.758	28.3	.035	.616	.017	.115	.067	.001	.000	291.
28	41.5	247.	111.	7.6	1.720	28.2	.033	.610	.017	.114	.060	.001	.000	307.
27	42.5	247.	111.	7.6	1.719	28.2	.032	.605	.017	.113	.053	.001	.000	323.
26	43.5	247.	110.	7.6	1.719	28.2	.032	.601	.017	.112	.047	.001	.000	339.
25	44.5	247.	110.	7.6	1.719	28.1	.031	.597	.016	.111	.042	.001	.000	354.
24	45.5	247.	110.	7.6	1.720	28.1	.030	.593	.016	.110	.037	.001	.000	370.
23	46.5	247.	110.	7.6	1.720	28.1	.030	.590	.016	.109	.033	.001	.000	385.
22	47.5	247.	110.	7.6	1.721	28.1	.029	.587	.016	.109	.030	.001	.000	402.
21	48.5	246.	110.	7.6	1.722	28.1	.029	.584	.016	.108	.027	.001	.000	418.
20	49.5	246.	110.	7.6	1.685	28.0	.028	.582	.016	.108	.024	.001	.000	329.
19	50.5	246.	110.	7.6	1.686	28.0	.028	.580	.016	.107	.022	.001	.000	341.
18	51.5	246.	110.	7.6	1.687	28.0	.028	.578	.015	.107	.020	.001	.000	354.
17	52.5	246.	110.	7.6	1.689	28.0	.028	.576	.015	.106	.018	.001	.000	366.
16	53.5	246.	110.	7.6	1.690	28.0	.027	.575	.015	.106	.017	.001	.000	378.
15	54.5	246.	110.	7.6	1.691	28.0	.027	.573	.015	.106	.015	.001	.000	391.
14	55.5	246.	110.	7.6	1.692	28.0	.027	.572	.015	.106	.014	.001	.000	403.
13	56.5	246.	110.	7.6	1.694	28.0	.027	.571	.015	.105	.013	.001	.000	420.
12	57.5	246.	110.	7.6	1.695	28.0	.027	.570	.015	.105	.012	.001	.000	437.
11	58.5	246.	110.	7.6	1.696	28.0	.027	.569	.015	.105	.011	.001	.000	457.
10	59.5	246.	110.	7.6	1.698	27.9	.027	.568	.015	.105	.011	.001	.000	449.
9	60.5	246.	110.	7.6	1.699	27.9	.027	.567	.015	.105	.010	.001	.000	463.
8	61.5	246.	110.	7.6	1.701	27.9	.027	.567	.015	.104	.009	.001	.000	478.
7	62.5	246.	110.	7.6	1.702	27.9	.027	.566	.015	.104	.009	.001	.000	491.

6	63.5	246.	110.	7.6	1.704	27.9	.027	.565	.015	.104	.008	.001	.000	503.
5	64.5	246.	110.	7.6	1.706	27.9	.027	.565	.015	.104	.008	.001	.000	515.
4	65.5	246.	110.	7.6	1.671	27.9	.027	.565	.015	.104	.008	.001	.000	529.
3	66.5	246.	110.	7.6	1.673	27.9	.027	.564	.015	.104	.008	.001	.000	541.
2	67.5	246.	110.	7.6	1.674	27.9	.027	.564	.015	.104	.007	.001	.000	553.
1	68.5	246.	110.	7.6	1.695	27.9	.027	.564	.015	.104	.007	.001	.000	573.

SIMULATION RESULTS FOR DAY 232, HOUR 24

METEOROLOGICAL DATA

SHORTWAVE SOLAR RAD, KCAL/M2/SEC	.0728
LONGWAVE ATMOS RAD, KCAL/M2/SEC	.0971
WIND SPEED, METERS/SEC	3.7
DRY BULB TEMPERATURE, C	31.0
WET BULB TEMPERATURE, C	18.3
EVAPORATION RATE, METERS/MONTH	.257
ACCUMULATIVE EVAPORATION, METERS	.687

GENERAL INFORMATION

WATER SURFACE ELEV, METERS	70.6
SURFACE AREA, MIL M2	3.995
TOTAL VOLUME, MIL M3	122.0
MIN ELEMENT RESIDENT TIME, DAYS	.22
LAKE RESIDENT TIME, DAYS	31.4
ALGAL PRODUCTION RATE, G/M2/DAY	.392
SUSPENDED INORGANIC SOLIDS, KG	74254.
SETTLED INORGANIC SOLIDS, KG	0.

INFLOW AND OUTFLOW QUALITIES

	FLOW	TEMP	OXYGEN	BOD	COLIFORMS	INORGANIC	SUSPENDED SOLIDS	DETRITUS			
	CMS	C	MG/L	MG/L	MPN/100ML	NO 1	NO 2	NO 3	NO 4	NO 5	MG/L
			MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L
TRIB 1	33.30	16.2	.4	.1	.000E+00	1.8	.0	.0	.0	.0	.4
OUTFLOW	45.00	16.2	.0	.0	.000E+00	.9	.0	.0	.0	.0	.0

	TDS	ALKALINITY	PH	TIC	NH3-N	NO3-N	NO2-N	PO4-P	ALGAE 1	ALGAE 2	ZOOPLANKTON
	MG/L	MG/L-CACO3	UNITS	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L
TRIB 1	250.	130.	7.4	34.1	.200	1.010	.000	.230	.000	.000	.000
OUTFLOW	250.	124.	7.4	32.3	.184	.919	.016	.206	.637	.001	.000

OUTFLOW DISTRIBUTION FROM TOP TO BOTTOM (USER SPECIFIED WITHDRAWAL DISTRIBUTION)

GATE	1	2	3
FLOW, CMS	15.00	15.00	15.00

FISH STATUS

	DENSITY	TOTAL BIOMASS	GROWTH RATE	HARVEST RATE
	KG/HA	KG	KG/HA/MO	KG/HA/MO
FISH 1	.01	3.4	.00	.00
FISH 2	.01	3.9	.00	.00
FISH 3	.01	3.9	.00	.00

RESERVOIR QUALITY

ELEM	GATE	DEPTH	TEMP	OXYGEN	BOD	COLIFORMS	INORGANIC	SUSPENDED SOLIDS	DETRITUS	LIGHT EXT	SHORT				
WAVE	SEDIMENTS														
	M	C	MG/L	MG/L	MPN/100	NO 1	NO 2	NO 3	NO 4	NO 5	MG/L	1/M	KCAL/M2/SEC	INORG	ORG
					MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	G/M2	G/M2			
71	.5	24.8	9.4	.0	.00E+00	.00	.00	.00	.00	.00	.62	.282E-01	0.	23.	
70	1.5	24.8	9.4	.0	.00E+00	.00	.00	.00	.00	.00	.62	.151E-01	0.	42.	
69	2.5	24.8	9.4	.0	.00E+00	.00	.00	.00	.00	.00	.62	.810E-02	0.	56.	
68	3.5	24.0	10.8	.0	.00E+00	.00	.00	.00	.00	.00	.74	.387E-02	0.	61.	
67	4.5	22.5	11.8	.0	.00E+00	.00	.00	.00	.00	.00	.90	.158E-02	0.	69.	
66	5.5	20.9	9.2	.0	.00E+00	.00	.00	.00	.00	.00	.94	.615E-03	0.	77.	
65	6.5	19.6	5.9	.0	.00E+00	.00	.00	.00	.00	.00	.93	.243E-03	0.	77.	

64	7.5	18.7	3.4	.0	.00E+00	.01	.00	.00	.00	.00	.90	.990E-04	0.	73.
63	8.5	18.1	1.8	.0	.00E+00	.01	.00	.00	.00	.00	.86	.419E-04	0.	67.
62	9.5	17.6	.8	.0	.00E+00	.02	.00	.00	.00	.00	.83	.183E-04	0.	61.
61	10.5	17.3	.3	.0	.00E+00	.04	.00	.00	.00	.00	.80	.825E-05	0.	55.
60	11.5	17.1	.0	.0	.00E+00	.07	.00	.00	.00	.00	.77	.382E-05	0.	49.
59	12.5	16.9	.0	.0	.00E+00	.10	.00	.00	.00	.00	.75	.181E-05	0.	44.
58	13.5	16.8	.0	.0	.00E+00	.14	.00	.00	.00	.00	.72	.877E-06	0.	40.
57	14.5	16.7	.0	.0	.00E+00	.20	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	35.
56	15.5	16.6	.0	.0	.00E+00	.27	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	32.
55	16.5	16.5	.0	.0	.00E+00	.35	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	28.
54	17.5	16.5	.0	.0	.00E+00	.43	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	26.
53	18.5	16.4	.0	.0	.00E+00	.53	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	23.
52	19.5	16.4	.0	.0	.00E+00	.61	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	21.
51	20.5	16.3	.0	.0	.00E+00	.67	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	19.
50	21.5	16.3	.0	.0	.00E+00	.73	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	18.
49	22.5	16.3	.0	.0	.00E+00	.78	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	17.
48	23.5	16.2	.0	.0	.00E+00	.83	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	15.
47	24.5	16.2	.0	.0	.00E+00	.88	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	14.
46	1 25.5	16.2	.0	.0	.00E+00	.92	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	13.
45	26.5	16.1	.0	.0	.00E+00	.96	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	12.
44	27.5	16.1	.0	.0	.00E+00	1.00	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	11.
43	28.5	16.1	.0	.0	.00E+00	1.04	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	9.
42	29.5	16.0	.0	.0	.00E+00	1.08	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	8.
41	30.5	16.0	.0	.0	.00E+00	1.11	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	8.
40	31.5	15.9	.0	.0	.00E+00	1.13	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	7.
39	32.5	15.9	.0	.0	.00E+00	1.14	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	7.
38	33.5	15.8	.0	.0	.00E+00	1.15	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	7.
37	34.5	15.7	.0	.0	.00E+00	1.15	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	7.
36	35.5	15.6	.0	.0	.00E+00	1.16	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	7.
35	36.5	15.6	.0	.0	.00E+00	1.18	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	6.
34	37.5	15.5	.0	.0	.00E+00	1.19	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	6.
33	38.5	15.5	.0	.0	.00E+00	1.21	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	7.
32	39.5	15.5	.0	.0	.00E+00	1.23	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	7.
31	40.5	15.4	.0	.0	.00E+00	1.24	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	7.
30	41.5	15.4	.0	.0	.00E+00	1.26	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	7.
29	42.5	15.4	.0	.0	.00E+00	1.28	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	7.
28	43.5	15.3	.0	.0	.00E+00	1.30	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	7.
27	44.5	15.3	.0	.0	.00E+00	1.31	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	7.
26	45.5	15.3	.0	.0	.00E+00	1.33	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	7.
25	46.5	15.3	.0	.0	.00E+00	1.34	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	8.
24	47.5	15.3	.0	.0	.00E+00	1.36	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	8.
23	48.5	15.3	.1	.0	.00E+00	1.37	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	8.
22	49.5	15.2	.1	.0	.00E+00	1.39	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	9.
21	50.5	15.2	.1	.0	.00E+00	1.40	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	9.
20	51.5	15.2	.1	.0	.00E+00	1.41	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	9.
19	52.5	15.2	.1	.0	.00E+00	1.42	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	9.
18	53.5	15.2	.1	.0	.00E+00	1.43	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	10.
17	54.5	15.2	.1	.0	.00E+00	1.44	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	10.
16	55.5	15.2	.1	.0	.00E+00	1.45	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	10.
15	56.5	15.2	.1	.0	.00E+00	1.46	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	11.
14	57.5	15.2	.1	.0	.00E+00	1.47	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	11.
13	58.5	15.2	.1	.0	.00E+00	1.48	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	11.
12	59.5	15.2	.1	.0	.00E+00	1.48	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	12.
11	60.5	15.2	.1	.0	.00E+00	1.49	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	12.
10	61.5	15.2	.1	.0	.00E+00	1.50	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	12.
9	62.5	15.2	.1	.0	.00E+00	1.50	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	13.
8	63.5	15.2	.1	.0	.00E+00	1.51	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	13.
7	64.5	15.2	.1	.0	.00E+00	1.51	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	14.
6	65.5	15.2	.1	.0	.00E+00	1.52	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	14.
5	66.5	15.2	.1	.0	.00E+00	1.52	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	14.
4	67.5	15.2	.1	.0	.00E+00	1.52	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	15.
3	68.5	15.2	.1	.0	.00E+00	1.53	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	15.
2	69.5	15.2	.1	.0	.00E+00	1.53	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	15.
1	70.5	15.2	.1	.0	.00E+00	1.53	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	16.

RESERVOIR QUALITY, CONTINUED

ELEMENT	DEPTH	TDS	ALKA	PH	CO2-C	TIC	NH3-N	NO3-N	NO2-N	PO4-P	ALGAE 1	ALGAE 2	ZOOPLANKTON	
BENTHIC ANIMALS	M	MG/L	MG/L	UNITS	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/M2	
71	.5	264.	121.	9.2	.035	26.8	.005	.001	.007	.022	.944	.003	.000	9.
70	1.5	264.	121.	9.2	.035	26.8	.005	.001	.007	.022	.944	.003	.000	15.
69	2.5	264.	121.	9.2	.036	26.8	.005	.001	.007	.022	.944	.003	.000	21.
68	3.5	262.	120.	9.2	.034	26.6	.007	.004	.010	.023	1.618	.003	.000	24.

67	4.5	259.	120.	9.2	.034	26.5	.021	.032	.019	.032	2.734	.003	.000	26.
66	5.5	256.	119.	8.9	.068	27.3	.072	.200	.032	.069	3.137	.003	.000	29.
65	6.5	254.	119.	8.4	.274	28.4	.116	.397	.042	.108	3.088	.003	.000	30.
64	7.5	253.	119.	7.9	.899	29.3	.144	.554	.048	.138	2.878	.002	.000	33.
63	8.5	252.	119.	7.7	1.462	29.9	.161	.662	.051	.159	2.638	.002	.000	32.
62	9.5	251.	119.	7.6	1.844	30.4	.174	.734	.051	.173	2.411	.002	.000	27.
61	10.5	251.	120.	7.5	2.075	30.7	.185	.781	.049	.182	2.208	.001	.000	28.
60	11.5	251.	120.	7.5	2.272	31.0	.196	.812	.045	.189	2.027	.001	.000	0.
59	12.5	250.	120.	7.5	2.386	31.2	.204	.835	.040	.194	1.863	.001	.000	0.
58	13.5	250.	121.	7.5	2.502	31.4	.208	.853	.036	.197	1.711	.001	.000	0.
57	14.5	250.	121.	7.4	2.566	31.6	.209	.869	.033	.200	1.567	.001	.000	0.
56	15.5	250.	122.	7.4	2.577	31.8	.209	.883	.030	.203	1.428	.001	.000	0.
55	16.5	250.	122.	7.4	2.642	32.0	.208	.895	.027	.205	1.290	.001	.000	0.
54	17.5	250.	123.	7.4	2.706	32.1	.206	.905	.024	.207	1.165	.001	.000	0.
53	18.5	250.	123.	7.4	2.713	32.2	.204	.913	.022	.208	1.047	.001	.000	0.
52	19.5	250.	124.	7.4	2.717	32.3	.202	.919	.021	.209	.957	.001	.000	0.
51	20.5	250.	124.	7.4	2.717	32.4	.200	.922	.019	.209	.884	.001	.000	0.
50	21.5	250.	124.	7.4	2.716	32.4	.198	.924	.018	.209	.820	.001	.000	0.
49	22.5	250.	124.	7.4	2.714	32.4	.195	.926	.018	.209	.762	.001	.000	0.
48	23.5	250.	124.	7.4	2.768	32.4	.192	.926	.017	.209	.710	.001	.000	0.
47	24.5	250.	124.	7.4	2.706	32.4	.189	.925	.016	.208	.663	.001	.000	0.
46	25.5	250.	124.	7.4	2.699	32.4	.185	.923	.016	.207	.619	.001	.000	0.
45	26.5	250.	124.	7.4	2.681	32.3	.181	.920	.015	.205	.578	.001	.000	0.
44	27.5	250.	123.	7.4	2.670	32.2	.175	.915	.015	.203	.539	.001	.000	0.
43	28.5	249.	123.	7.4	2.656	32.1	.169	.907	.015	.200	.502	.001	.000	0.
42	29.5	249.	123.	7.4	2.640	32.0	.161	.898	.015	.197	.470	.001	.000	0.
41	30.5	249.	122.	7.5	2.570	31.8	.153	.887	.015	.193	.443	.001	.000	0.
40	31.5	249.	121.	7.5	2.554	31.6	.144	.873	.016	.188	.420	.001	.000	0.
39	32.5	249.	120.	7.5	2.481	31.3	.133	.856	.016	.183	.403	.001	.000	0.
38	33.5	249.	119.	7.5	2.400	30.9	.118	.831	.017	.175	.392	.001	.000	0.
37	34.5	249.	118.	7.5	2.327	30.6	.106	.810	.018	.168	.378	.001	.000	0.
36	35.5	248.	117.	7.5	2.259	30.3	.095	.792	.018	.162	.363	.001	.000	0.
35	36.5	248.	116.	7.5	2.195	30.0	.085	.775	.018	.157	.347	.001	.000	0.
34	37.5	248.	116.	7.5	2.136	29.8	.076	.761	.018	.152	.330	.001	.000	0.
33	38.5	248.	115.	7.5	2.080	29.6	.068	.749	.018	.148	.313	.001	.000	0.
32	39.5	248.	115.	7.5	2.071	29.5	.062	.738	.018	.144	.297	.001	.000	0.
31	40.5	248.	114.	7.5	2.020	29.3	.056	.728	.018	.141	.281	.001	.000	0.
30	41.5	248.	114.	7.5	2.015	29.2	.051	.720	.017	.139	.267	.001	.000	0.
29	42.5	248.	113.	7.5	1.967	29.1	.047	.713	.017	.136	.253	.001	.000	257.
28	43.5	247.	113.	7.5	1.963	29.0	.044	.706	.017	.134	.240	.001	.000	271.
27	44.5	247.	113.	7.5	1.919	29.0	.041	.700	.016	.132	.228	.001	.000	284.
26	45.5	247.	113.	7.5	1.916	28.9	.038	.695	.016	.131	.217	.001	.000	299.
25	46.5	247.	112.	7.5	1.914	28.8	.036	.690	.015	.129	.206	.001	.000	312.
24	47.5	247.	112.	7.5	1.913	28.8	.035	.685	.015	.128	.197	.001	.000	326.
23	48.5	247.	112.	7.6	1.871	28.7	.033	.681	.015	.127	.188	.001	.000	340.
22	49.5	247.	112.	7.6	1.871	28.7	.032	.678	.015	.126	.180	.001	.000	355.
21	50.5	247.	112.	7.6	1.870	28.7	.031	.674	.014	.125	.172	.001	.000	368.
20	51.5	247.	112.	7.6	1.870	28.6	.030	.671	.014	.124	.165	.001	.000	279.
19	52.5	247.	112.	7.6	1.870	28.6	.029	.668	.014	.124	.159	.001	.000	289.
18	53.5	247.	112.	7.6	1.831	28.6	.029	.666	.014	.123	.154	.001	.000	300.
17	54.5	247.	112.	7.6	1.831	28.6	.028	.664	.013	.123	.149	.001	.000	310.
16	55.5	247.	112.	7.6	1.832	28.5	.028	.662	.013	.122	.144	.001	.000	320.
15	56.5	247.	112.	7.6	1.833	28.5	.027	.660	.013	.122	.140	.001	.000	331.
14	57.5	247.	111.	7.6	1.834	28.5	.027	.659	.013	.121	.136	.001	.000	342.
13	58.5	247.	111.	7.6	1.835	28.5	.026	.657	.013	.121	.132	.001	.000	356.
12	59.5	247.	111.	7.6	1.836	28.5	.026	.656	.013	.120	.128	.001	.000	371.
11	60.5	247.	111.	7.6	1.837	28.5	.026	.654	.013	.120	.125	.001	.000	387.
10	61.5	247.	111.	7.6	1.838	28.5	.025	.653	.013	.120	.122	.001	.000	378.
9	62.5	247.	111.	7.6	1.800	28.4	.025	.652	.013	.119	.119	.001	.000	390.
8	63.5	247.	111.	7.6	1.801	28.4	.025	.651	.012	.119	.116	.001	.000	402.
7	64.5	247.	111.	7.6	1.803	28.4	.025	.650	.012	.119	.114	.001	.000	414.
6	65.5	247.	111.	7.6	1.804	28.4	.025	.649	.012	.119	.112	.001	.000	424.
5	66.5	247.	111.	7.6	1.806	28.4	.025	.649	.012	.119	.110	.001	.000	434.
4	67.5	247.	111.	7.6	1.807	28.4	.025	.648	.012	.119	.109	.001	.000	445.
3	68.5	247.	111.	7.6	1.809	28.4	.025	.648	.012	.118	.108	.001	.000	455.
2	69.5	247.	111.	7.6	1.811	28.4	.025	.647	.012	.118	.107	.001	.000	466.
1	70.5	247.	111.	7.6	1.794	28.4	.025	.647	.012	.118	.107	.001	.000	483.

SIMULATION RESULTS FOR DAY 254, HOUR 24

METEOROLOGICAL DATA

SHORTWAVE SOLAR RAD, KCAL/M2/SEC	.0471
LONGWAVE ATMOS RAD, KCAL/M2/SEC	.1044

WIND SPEED, METERS/SEC 1.7
 DRY BULB TEMPERATURE, C 30.8
 WET BULB TEMPERATURE, C 16.1
 EVAPORATION RATE, METERS/MONTH .163
 ACCUMULATIVE EVAPORATION, METERS .818

GENERAL INFORMATION

WATER SURFACE ELEV, METERS 69.5
 SURFACE AREA, MIL M2 3.750
 TOTAL VOLUME, MIL M3 118.0
 MIN ELEMENT RESIDENT TIME, DAYS .36
 LAKE RESIDENT TIME, DAYS 19.5
 ALGAL PRODUCTION RATE, G/M2/DAY .385
 SUSPENDED INORGANIC SOLIDS, KG 75543.
 SETTLED INORGANIC SOLIDS, KG 0.

INFLOW AND OUTFLOW QUALITIES

FLOW TEMP OXYGEN BOD COLIFORMS INORGANIC SUSPENDED SOLIDS DETRITUS
 CMS C MG/L MG/L MPN/100ML NO 1 NO 2 NO 3 NO 4 NO 5 MG/L
 MG/L MG/L MG/L MG/L MG/L

TRIB 1 42.20 16.2 .9 .3 .000E+00 1.8 .0 .0 .0 .0 .1
 OUTFLOW 70.00 16.3 .1 .1 .000E+00 1.0 .0 .0 .0 .0 .0

TDS ALKALINITY PH TIC NH3-N NO3-N NO2-N PO4-P ALGAE 1 ALGAE 2 ZOOPLANKTON
 MG/L MG/L-CACO3 UNITS MG/L MG/L MG/L MG/L MG/L MG/L MG/L MG/L

TRIB 1 200. 140. 7.2 38.7 .225 1.010 .000 .230 .000 .000 .000
 OUTFLOW 222. 132. 7.3 35.7 .179 .954 .032 .215 .382 .001 .000

OUTFLOW DISTRIBUTION FROM TOP TO BOTTOM (USER SPECIFIED WITHDRAWAL DISTRIBUTION)

GATE 1 2 3
 FLOW, CMS 24.00 23.00 23.00

FISH STATUS

DENSITY TOTAL BIOMASS GROWTH RATE HARVEST RATE
 KG/HA KG KG/HA/MO KG/HA/MO
 FISH 1 .01 3.3 .00 .00
 FISH 2 .01 3.6 .00 .00
 FISH 3 .01 3.8 .00 .00

RESERVOIR QUALITY

ELEM WAVE	GATE M	DEPTH C	TEMP MG/L	OXYGEN MG/L	BOD MPN/100	COLIFORMS NO 1	NO 2	NO 3	NO 4	NO 5	INORGANIC MG/L	SUSPENDED SOLIDS 1/M	DETRITUS KCAL/M2/SEC	LIGHT EXT INORG	SHORT ORG
70	.5	25.7	9.1	.0	.00E+00	.00	.00	.00	.00	.00	.56	.191E-01	0.	46.	
69	1.5	25.7	9.1	.0	.00E+00	.00	.00	.00	.00	.00	.56	.108E-01	0.	62.	
68	2.5	25.7	9.4	.0	.00E+00	.00	.00	.00	.00	.00	.59	.601E-02	0.	68.	
67	3.5	25.1	10.2	.0	.00E+00	.00	.00	.00	.00	.00	.67	.308E-02	0.	77.	
66	4.5	24.1	10.9	.0	.00E+00	.00	.00	.00	.00	.00	.77	.143E-02	0.	89.	
65	5.5	22.9	9.9	.0	.00E+00	.00	.00	.00	.00	.00	.80	.637E-03	0.	94.	
64	6.5	21.8	8.0	.0	.00E+00	.00	.00	.00	.00	.00	.79	.289E-03	0.	93.	
63	7.5	20.8	5.9	.0	.00E+00	.00	.00	.00	.00	.00	.76	.135E-03	0.	89.	
62	8.5	20.0	4.1	.0	.00E+00	.01	.00	.00	.00	.00	.72	.655E-04	0.	83.	
61	9.5	19.2	2.7	.0	.00E+00	.03	.00	.00	.00	.00	.69	.328E-04	0.	77.	
60	10.5	18.5	1.7	.0	.00E+00	.07	.00	.00	.00	.00	.66	.169E-04	0.	70.	
59	11.5	18.0	1.0	.1	.00E+00	.14	.00	.00	.00	.00	.64	.891E-05	0.	65.	
58	12.5	17.6	.6	.1	.00E+00	.22	.00	.00	.00	.00	.62	.479E-05	0.	59.	
57	13.5	17.3	.3	.1	.00E+00	.32	.00	.00	.00	.00	.60	.263E-05	0.	54.	
56	14.5	17.1	.2	.1	.00E+00	.42	.00	.00	.00	.00	.59	.146E-05	0.	49.	
55	15.5	16.9	.1	.1	.00E+00	.52	.00	.00	.00	.00	.58	.824E-06	0.	45.	
54	16.5	16.8	.1	.1	.00E+00	.63	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	41.	
53	17.5	16.7	.1	.1	.00E+00	.70	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	37.	
52	18.5	16.6	.1	.1	.00E+00	.76	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	34.	
51	19.5	16.6	.1	.1	.00E+00	.82	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	31.	
50	20.5	16.5	.1	.1	.00E+00	.87	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	28.	
49	21.5	16.5	.1	.1	.00E+00	.92	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	26.	
48	22.5	16.4	.1	.1	.00E+00	.97	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	24.	

47	23.5	16.4	.1	.1	.00E+00	1.01	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	22.
46	1	24.5	16.3	.1	.1	.00E+00	1.05	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	20.
45	25.5	16.3	.1	.1	.00E+00	1.09	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	18.
44	26.5	16.2	.1	.1	.00E+00	1.13	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	17.
43	27.5	16.2	.1	.1	.00E+00	1.16	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	15.
42	28.5	16.2	.1	.1	.00E+00	1.19	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	14.
41	29.5	16.1	.1	.1	.00E+00	1.20	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	13.
40	30.5	16.1	.1	.1	.00E+00	1.21	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	12.
39	31.5	16.0	.1	.1	.00E+00	1.20	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	11.
38	32.5	16.0	.0	.1	.00E+00	1.19	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	11.
37	33.5	15.9	.0	.1	.00E+00	1.17	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	11.
36	34.5	15.9	.0	.1	.00E+00	1.16	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	10.
35	35.5	15.8	.0	.1	.00E+00	1.14	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	10.
34	36.5	15.8	.0	.0	.00E+00	1.13	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	10.
33	37.5	15.7	.0	.0	.00E+00	1.11	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	10.
32	38.5	15.7	.0	.0	.00E+00	1.11	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	10.
31	39.5	15.7	.0	.0	.00E+00	1.10	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	10.
30	40.5	15.6	.0	.0	.00E+00	1.10	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	10.
29	41.5	15.6	.0	.0	.00E+00	1.10	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	10.
28	42.5	15.6	.0	.0	.00E+00	1.11	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	10.
27	43.5	15.6	.0	.0	.00E+00	1.11	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	10.
26	44.5	15.5	.0	.0	.00E+00	1.11	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	10.
25	45.5	15.5	.0	.0	.00E+00	1.12	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	10.
24	46.5	15.5	.0	.0	.00E+00	1.13	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	11.
23	47.5	15.5	.0	.0	.00E+00	1.13	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	11.
22	48.5	15.5	.0	.0	.00E+00	1.14	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	11.
21	49.5	15.5	.0	.0	.00E+00	1.15	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	11.
20	50.5	15.5	.0	.0	.00E+00	1.15	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	11.
19	51.5	15.5	.0	.0	.00E+00	1.16	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	12.
18	52.5	15.5	.0	.0	.00E+00	1.16	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	12.
17	53.5	15.5	.0	.0	.00E+00	1.17	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	12.
16	54.5	15.4	.0	.0	.00E+00	1.17	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	13.
15	55.5	15.4	.0	.0	.00E+00	1.18	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	13.
14	56.5	15.4	.0	.0	.00E+00	1.18	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	13.
13	57.5	15.4	.0	.0	.00E+00	1.18	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	13.
12	58.5	15.4	.0	.0	.00E+00	1.19	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	14.
11	59.5	15.4	.0	.0	.00E+00	1.19	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	14.
10	60.5	15.4	.0	.0	.00E+00	1.19	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	14.
9	61.5	15.4	.0	.0	.00E+00	1.20	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	15.
8	62.5	15.4	.0	.0	.00E+00	1.20	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	15.
7	63.5	15.4	.0	.0	.00E+00	1.20	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	15.
6	64.5	15.4	.0	.0	.00E+00	1.20	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	16.
5	65.5	15.4	.0	.0	.00E+00	1.20	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	16.
4	66.5	15.4	.0	.0	.00E+00	1.21	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	16.
3	67.5	15.4	.0	.0	.00E+00	1.21	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	17.
2	68.5	15.4	.0	.0	.00E+00	1.21	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	17.
1	69.5	15.4	.0	.0	.00E+00	1.21	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	18.

RESERVOIR QUALITY, CONTINUED

ELEMENT	DEPTH	TDS	ALKA	PH	CO2-C	TIC	NH3-N	NO3-N	NO2-N	PO4-P	ALGAE 1	ALGAE 2	ZOOPLANKTON	
BENTHIC ANIMALS	M	MG/L	MG/L	UNITS	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/M2	
70	.5	267.	123.	9.2	.038	27.4	.006	.002	.005	.024	.581	.003	.000	17.
69	1.5	267.	123.	9.2	.038	27.4	.006	.002	.005	.024	.581	.003	.000	27.
68	2.5	267.	123.	9.2	.038	27.3	.006	.002	.005	.024	.703	.003	.000	30.
67	3.5	265.	123.	9.2	.037	27.1	.006	.002	.007	.025	1.117	.004	.000	34.
66	4.5	263.	122.	9.2	.036	27.1	.012	.012	.012	.028	1.814	.004	.000	37.
65	5.5	261.	122.	9.1	.047	27.4	.037	.088	.019	.046	2.154	.004	.000	38.
64	6.5	259.	122.	8.9	.081	28.1	.065	.211	.027	.071	2.168	.003	.000	40.
63	7.5	256.	122.	8.5	.214	29.0	.090	.348	.035	.098	2.011	.003	.000	37.
62	8.5	253.	122.	8.0	.663	29.9	.110	.479	.041	.123	1.798	.002	.000	31.
61	9.5	249.	123.	7.7	1.307	30.8	.125	.594	.045	.145	1.581	.002	.000	30.
60	10.5	244.	125.	7.6	1.959	31.8	.139	.692	.047	.164	1.378	.002	.000	0.
59	11.5	240.	126.	7.5	2.437	32.7	.149	.765	.047	.178	1.205	.001	.000	0.
58	12.5	236.	128.	7.4	2.886	33.4	.158	.819	.047	.189	1.058	.001	.000	0.
57	13.5	232.	129.	7.4	3.197	34.1	.165	.862	.045	.198	.926	.001	.000	0.
56	14.5	229.	130.	7.3	3.450	34.6	.171	.891	.043	.204	.818	.001	.000	0.
55	15.5	227.	131.	7.3	3.632	35.0	.176	.911	.041	.208	.730	.001	.000	0.
54	16.5	224.	132.	7.3	3.817	35.3	.180	.927	.039	.212	.650	.001	.000	0.
53	17.5	223.	132.	7.3	3.916	35.6	.182	.938	.038	.214	.594	.001	.000	0.
52	18.5	222.	132.	7.3	4.008	35.7	.183	.945	.037	.215	.552	.001	.000	0.
51	19.5	221.	133.	7.3	4.015	35.8	.184	.951	.036	.216	.515	.001	.000	0.
50	20.5	221.	133.	7.3	4.102	35.9	.184	.956	.035	.217	.480	.001	.000	0.

49	21.5	220.	133.	7.3	4.102	36.0	.183	.959	.034	.217	.447	.001	.000	0.
48	22.5	220.	133.	7.3	4.098	36.0	.183	.961	.033	.218	.416	.001	.000	0.
47	23.5	220.	133.	7.3	4.091	36.0	.182	.963	.033	.217	.387	.001	.000	0.
46	24.5	221.	133.	7.3	4.079	35.9	.180	.962	.032	.217	.361	.001	.000	0.
45	25.5	221.	132.	7.3	4.063	35.8	.179	.960	.031	.216	.337	.001	.000	0.
44	26.5	222.	132.	7.3	4.041	35.7	.176	.957	.030	.215	.315	.001	.000	0.
43	27.5	223.	132.	7.3	4.014	35.5	.174	.951	.029	.213	.295	.001	.000	0.
42	28.5	224.	131.	7.3	3.903	35.3	.171	.945	.028	.211	.281	.001	.000	0.
41	29.5	226.	130.	7.3	3.789	35.0	.167	.936	.027	.208	.268	.001	.000	0.
40	30.5	228.	129.	7.3	3.676	34.6	.163	.925	.026	.205	.260	.001	.000	0.
39	31.5	231.	128.	7.3	3.481	34.1	.156	.911	.025	.201	.260	.001	.000	0.
38	32.5	233.	126.	7.3	3.366	33.6	.150	.897	.024	.196	.259	.001	.000	0.
37	33.5	236.	125.	7.4	3.188	33.2	.145	.882	.023	.192	.258	.001	.000	0.
36	34.5	238.	124.	7.4	3.013	32.6	.138	.865	.021	.187	.256	.001	.000	0.
35	35.5	241.	122.	7.4	2.845	32.1	.133	.846	.019	.181	.255	.001	.000	0.
34	36.5	243.	121.	7.4	2.695	31.7	.127	.831	.017	.177	.253	.001	.000	0.
33	37.5	244.	120.	7.4	2.613	31.4	.122	.819	.016	.173	.250	.001	.000	0.
32	38.5	245.	119.	7.4	2.539	31.1	.117	.808	.016	.170	.245	.001	.000	0.
31	39.5	246.	119.	7.4	2.471	30.9	.112	.799	.015	.167	.240	.001	.000	0.
30	40.5	246.	118.	7.5	2.407	30.7	.108	.791	.015	.164	.235	.001	.000	0.
29	41.5	247.	118.	7.5	2.347	30.5	.104	.784	.015	.162	.229	.001	.000	0.
28	42.5	247.	117.	7.5	2.339	30.4	.101	.778	.014	.160	.223	.001	.000	0.
27	43.5	247.	117.	7.5	2.283	30.3	.097	.772	.014	.158	.217	.001	.000	0.
26	44.5	247.	117.	7.5	2.278	30.2	.094	.767	.014	.156	.211	.001	.000	0.
25	45.5	247.	116.	7.5	2.226	30.1	.092	.763	.014	.155	.205	.001	.000	0.
24	46.5	247.	116.	7.5	2.222	30.0	.089	.759	.014	.153	.200	.001	.000	0.
23	47.5	248.	116.	7.5	2.220	29.9	.087	.755	.014	.152	.195	.001	.000	0.
22	48.5	248.	116.	7.5	2.217	29.9	.085	.752	.014	.151	.190	.001	.000	0.
21	49.5	248.	115.	7.5	2.169	29.8	.083	.749	.014	.150	.186	.001	.000	0.
20	50.5	248.	115.	7.5	2.167	29.8	.081	.746	.014	.149	.182	.001	.000	0.
19	51.5	248.	115.	7.5	2.167	29.7	.079	.743	.014	.148	.179	.001	.000	0.
18	52.5	248.	115.	7.5	2.166	29.7	.078	.741	.014	.148	.176	.001	.000	0.
17	53.5	248.	115.	7.5	2.166	29.7	.077	.740	.014	.147	.173	.001	.000	0.
16	54.5	248.	115.	7.5	2.121	29.6	.076	.738	.014	.147	.170	.001	.000	0.
15	55.5	248.	115.	7.5	2.121	29.6	.075	.737	.014	.146	.168	.001	.000	0.
14	56.5	248.	115.	7.5	2.122	29.6	.074	.735	.014	.146	.166	.001	.000	0.
13	57.5	248.	115.	7.5	2.122	29.6	.074	.734	.014	.145	.164	.001	.000	0.
12	58.5	248.	115.	7.5	2.123	29.5	.073	.733	.014	.145	.162	.001	.000	0.
11	59.5	248.	115.	7.5	2.124	29.5	.072	.731	.014	.144	.160	.001	.000	0.
10	60.5	248.	114.	7.5	2.125	29.5	.071	.730	.014	.144	.158	.001	.000	0.
9	61.5	248.	114.	7.5	2.081	29.5	.071	.729	.014	.144	.157	.001	.000	0.
8	62.5	248.	114.	7.5	2.082	29.5	.070	.729	.014	.143	.156	.001	.000	0.
7	63.5	248.	114.	7.5	2.083	29.5	.070	.728	.014	.143	.155	.001	.000	0.
6	64.5	248.	114.	7.5	2.085	29.5	.070	.727	.014	.143	.154	.001	.000	0.
5	65.5	248.	114.	7.5	2.086	29.4	.070	.727	.014	.143	.153	.001	.000	0.
4	66.5	248.	114.	7.5	2.088	29.4	.069	.726	.014	.143	.152	.001	.000	0.
3	67.5	248.	114.	7.5	2.090	29.4	.069	.726	.014	.143	.151	.001	.000	0.
2	68.5	248.	114.	7.5	2.092	29.4	.069	.726	.014	.143	.151	.001	.000	0.
1	69.5	248.	114.	7.5	2.072	29.4	.069	.726	.014	.143	.151	.001	.000	0.

SIMULATION RESULTS FOR DAY 273, HOUR 24

METEOROLOGICAL DATA

SHORTWAVE SOLAR RAD, KCAL/M2/SEC	.0300
LONGWAVE ATMOS RAD, KCAL/M2/SEC	.0983
WIND SPEED, METERS/SEC	4.1
DRY BULB TEMPERATURE, C	26.1
WET BULB TEMPERATURE, C	15.7
EVAPORATION RATE, METERS/MONTH	.259
ACCUMULATIVE EVAPORATION, METERS	.932

GENERAL INFORMATION

WATER SURFACE ELEV, METERS	68.1
SURFACE AREA, MIL M2	3.640
TOTAL VOLUME, MIL M3	112.8
MIN ELEMENT RESIDENT TIME, DAYS	.51
LAKE RESIDENT TIME, DAYS	8.9
ALGAL PRODUCTION RATE, G/M2/DAY	-.888
SUSPENDED INORGANIC SOLIDS, KG	98273.
SETTLED INORGANIC SOLIDS, KG	0.

INFLOW AND OUTFLOW QUALITIES

FLOW TEMP OXYGEN BOD COLIFORMS INORGANIC SUSPENDED SOLIDS DETRITUS
CMS C MG/L MG/L MPN/100ML NO 1 NO 2 NO 3 NO 4 NO 5 MG/L
MG/L MG/L MG/L MG/L MG/L

TRIB 1 134.20 18.2 .1 13.1 .000E+00 1.8 .0 .0 .0 .0 12.6
OUTFLOW 147.00 18.3 .0 11.3 .000E+00 1.3 .0 .0 .0 .0 .0

TDS ALKALINITY PH TIC NH3-N NO3-N NO2-N PO4-P ALGAE 1 ALGAE 2 ZOOPLANKTON
MG/L MG/L-CACO3 UNITS MG/L MG/L MG/L MG/L MG/L MG/L MG/L MG/L

TRIB 1 200. 140. 7.2 38.5 .235 1.100 .000 .250 .000 .000 .000
OUTFLOW 206. 138. 7.2 37.6 .225 1.032 .005 .236 .244 .001 .000

OUTFLOW DISTRIBUTION FROM TOP TO BOTTOM (USER SPECIFIED WITHDRAWAL DISTRIBUTION)

GATE 1 2 3
FLOW, CMS 49.00 49.00 49.00

FISH STATUS

	DENSITY KG/HA	TOTAL BIOMASS KG	GROWTH RATE KG/HA/MO	HARVEST RATE KG/HA/MO
FISH 1	.01	3.2	.00	.00
FISH 2	.01	3.3	.00	.00
FISH 3	.01	3.8	.00	.00

RESERVOIR QUALITY

ELEM GATE DEPTH TEMP OXYGEN BOD COLIFORMS INORGANIC SUSPENDED SOLIDS DETRITUS LIGHT EXT SHORT
WAVE SEDIMENTS

	M	C	MG/L	MG/L	MPN/100	NO 1	NO 2	NO 3	NO 4	NO 5	MG/L	1/M	KCAL/M2/SEC	INORG	ORG
					MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L		G/M2	G/M2			
68	.5	22.5	10.0	1.3	.00E+00	.08	.00	.00	.00	.00	.92	.948E-02	0.	78.	
67	1.5	22.5	10.0	1.3	.00E+00	.08	.00	.00	.00	.00	.92	.379E-02	0.	88.	
66	2.5	22.5	10.0	1.3	.00E+00	.08	.00	.00	.00	.00	.92	.151E-02	0.	101.	
65	3.5	22.5	10.0	1.3	.00E+00	.08	.00	.00	.00	.00	.92	.605E-03	0.	107.	
64	4.5	22.5	10.0	1.3	.00E+00	.08	.00	.00	.00	.00	.92	.242E-03	0.	108.	
63	5.5	22.4	8.2	1.5	.00E+00	.11	.00	.00	.00	.00	.88	.101E-03	0.	104.	
62	6.5	22.1	6.4	1.8	.00E+00	.13	.00	.00	.00	.00	.83	.441E-04	0.	97.	
61	7.5	21.8	4.5	2.2	.00E+00	.16	.00	.00	.00	.00	.78	.201E-04	0.	89.	
60	8.5	21.3	2.7	2.7	.00E+00	.18	.00	.00	.00	.00	.74	.958E-05	0.	81.	
59	9.5	20.9	1.1	3.6	.00E+00	.22	.00	.00	.00	.00	.71	.471E-05	0.	74.	
58	10.5	20.4	.0	4.7	.00E+00	.27	.00	.00	.00	.00	.68	.238E-05	0.	67.	
57	11.5	19.8	.0	6.8	.00E+00	.44	.00	.00	.00	.00	.65	.124E-05	0.	61.	
56	12.5	19.5	.0	8.0	.00E+00	.56	.00	.00	.00	.00	.62	.666E-06	0.	55.	
55	13.5	19.2	.0	9.0	.00E+00	.66	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	50.	
54	14.5	19.0	.0	9.7	.00E+00	.77	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	45.	
53	15.5	18.8	.0	10.3	.00E+00	.86	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	41.	
52	16.5	18.7	.0	10.7	.00E+00	.94	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	38.	
51	17.5	18.6	.0	11.0	.00E+00	1.03	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	35.	
50	18.5	18.6	.0	11.3	.00E+00	1.10	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	32.	
49	19.5	18.5	.0	11.5	.00E+00	1.17	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	29.	
48	20.5	18.4	.0	11.6	.00E+00	1.23	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	27.	
47	21.5	18.4	.0	11.7	.00E+00	1.28	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	25.	
46	1	22.5	18.3	.0	11.8	.00E+00	1.34	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	23.	
45		23.5	18.2	.0	11.7	.00E+00	1.42	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	21.	
44		24.5	18.1	.0	11.6	.00E+00	1.47	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	19.	
43		25.5	18.0	.0	11.4	.00E+00	1.53	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	17.	
42		26.5	17.9	.0	11.1	.00E+00	1.58	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	16.	
41		27.5	17.8	.0	10.9	.00E+00	1.61	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	15.	
40		28.5	17.8	.0	10.6	.00E+00	1.64	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	14.	
39		29.5	17.7	.0	10.4	.00E+00	1.65	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	13.	
38		30.5	17.7	.0	10.1	.00E+00	1.66	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	13.	
37		31.5	17.6	.0	9.7	.00E+00	1.67	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	12.	
36		32.5	17.5	.0	9.1	.00E+00	1.67	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	12.	
35		33.5	17.3	.0	8.0	.00E+00	1.66	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	12.	
34		34.5	16.9	.0	6.4	.00E+00	1.64	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	12.	
33		35.5	16.6	.0	4.9	.00E+00	1.61	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	12.	
32		36.5	16.3	.0	3.0	.00E+00	1.54	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	12.	
31		37.5	16.1	.0	2.1	.00E+00	1.48	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	12.	
30		38.5	16.0	.0	1.5	.00E+00	1.43	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	12.	
29		39.5	15.9	.0	1.2	.00E+00	1.39	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	12.	
28		40.5	15.8	.0	1.0	.00E+00	1.35	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	12.	

27	41.5	15.8	.0	.8	.00E+00	1.32	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	12.
26	42.5	15.8	.0	.6	.00E+00	1.29	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	12.
25	43.5	15.7	.0	.5	.00E+00	1.27	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	12.
24	44.5	15.7	.0	.5	.00E+00	1.25	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	12.
23	45.5	15.7	.0	.4	.00E+00	1.23	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	12.
22	46.5	15.7	.0	.3	.00E+00	1.21	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	13.
21	47.5	15.7	.0	.3	.00E+00	1.20	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	13.
20	48.5	15.7	.0	.3	.00E+00	1.19	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	13.
19	49.5	15.6	.0	.2	.00E+00	1.18	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	13.
18	50.5	15.6	.0	.2	.00E+00	1.17	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	13.
17	51.5	15.6	.0	.2	.00E+00	1.17	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	14.
16	52.5	15.6	.0	.2	.00E+00	1.16	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	14.
15	53.5	15.6	.0	.2	.00E+00	1.16	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	14.
14	54.5	15.6	.0	.2	.00E+00	1.15	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	15.
13	55.5	15.6	.0	.1	.00E+00	1.15	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	15.
12	56.5	15.6	.0	.1	.00E+00	1.15	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	15.
11	57.5	15.6	.0	.1	.00E+00	1.14	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	15.
10	58.5	15.6	.0	.1	.00E+00	1.14	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	16.
9	59.5	15.6	.0	.1	.00E+00	1.14	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	16.
8	60.5	15.6	.0	.1	.00E+00	1.14	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	16.
7	61.5	15.6	.0	.1	.00E+00	1.14	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	17.
6	62.5	15.6	.0	.1	.00E+00	1.13	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	17.
5	63.5	15.6	.0	.1	.00E+00	1.13	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	17.
4	64.5	15.6	.0	.1	.00E+00	1.13	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	18.
3	65.5	15.6	.0	.1	.00E+00	1.13	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	18.
2	66.5	15.6	.0	.1	.00E+00	1.13	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	18.
1	67.5	15.6	.0	.1	.00E+00	1.13	.00	.00	.00	.00	.00	.000E+00	0.	19.

RESERVOIR QUALITY, CONTINUED

ELEMENT DEPTH TDS ALKA PH CO2-C TIC NH3-N NO3-N NO2-N PO4-P ALGAE 1 ALGAE 2 ZOOPLANKTON
BENTHIC ANIMALS

	M	MG/L	MG/L	UNITS	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L	MG/L
--	---	------	------	-------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------

27	41.5	241.	120.	7.4	2.725	31.4	.122	.812	.017	.171	.114	.001	.000	0.
26	42.5	242.	120.	7.4	2.661	31.3	.120	.807	.017	.170	.117	.001	.000	0.
25	43.5	242.	119.	7.4	2.656	31.2	.118	.803	.017	.168	.119	.001	.000	0.
24	44.5	243.	119.	7.4	2.596	31.1	.117	.800	.017	.167	.121	.001	.000	0.
23	45.5	243.	119.	7.4	2.593	31.1	.116	.797	.017	.167	.122	.001	.000	0.
22	46.5	243.	119.	7.4	2.591	31.0	.115	.795	.017	.166	.123	.001	.000	0.
21	47.5	243.	119.	7.4	2.535	30.9	.114	.792	.017	.165	.124	.001	.000	0.
20	48.5	244.	118.	7.4	2.533	30.9	.113	.790	.017	.165	.124	.001	.000	0.
19	49.5	244.	118.	7.4	2.533	30.9	.113	.789	.017	.164	.124	.001	.000	0.
18	50.5	244.	118.	7.4	2.532	30.8	.112	.787	.017	.164	.124	.001	.000	0.
17	51.5	244.	118.	7.4	2.533	30.8	.112	.786	.016	.164	.125	.001	.000	0.
16	52.5	244.	118.	7.5	2.480	30.8	.111	.785	.016	.163	.125	.001	.000	0.
15	53.5	244.	118.	7.5	2.481	30.7	.111	.784	.016	.163	.125	.001	.000	0.
14	54.5	244.	118.	7.5	2.482	30.7	.110	.783	.016	.163	.125	.001	.000	0.
13	55.5	245.	118.	7.5	2.482	30.7	.110	.783	.016	.162	.124	.001	.000	0.
12	56.5	245.	118.	7.5	2.483	30.7	.110	.782	.016	.162	.124	.001	.000	0.
11	57.5	245.	118.	7.4	2.484	30.7	.110	.781	.016	.162	.124	.001	.000	0.
10	58.5	245.	118.	7.4	2.486	30.7	.109	.780	.016	.162	.124	.001	.000	0.
9	59.5	245.	118.	7.5	2.435	30.6	.109	.780	.016	.162	.124	.001	.000	0.
8	60.5	245.	118.	7.5	2.436	30.6	.109	.779	.016	.161	.124	.001	.000	0.
7	61.5	245.	118.	7.5	2.438	30.6	.109	.779	.016	.161	.124	.001	.000	0.
6	62.5	245.	118.	7.5	2.440	30.6	.109	.778	.016	.161	.123	.001	.000	0.
5	63.5	245.	118.	7.5	2.441	30.6	.109	.778	.016	.161	.123	.001	.000	0.
4	64.5	245.	118.	7.5	2.443	30.6	.109	.778	.016	.161	.123	.001	.000	0.
3	65.5	245.	118.	7.5	2.446	30.6	.109	.778	.016	.161	.123	.001	.000	0.
2	66.5	245.	118.	7.5	2.448	30.6	.109	.777	.016	.161	.123	.001	.000	0.
1	67.5	245.	117.	7.5	2.425	30.6	.109	.777	.016	.161	.123	.001	.000	0.

END OF INPUT DATA EXECUTION TERMINATED

